

UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ

JOEMA CARVALHO

DINÂMICA DE UMA FLORESTA ALUVIAL NO SUL DO BRASIL

CURITIBA

2016

JOEMA CARVALHO

DINÂMICA DE UMA FLORESTA ALUVIAL NO SUL DO BRASIL

Tese apresentada ao Curso de Pós-Graduação em Ciências Florestais, Setor de Ciências Agrárias, Universidade Federal do Paraná, como requisito parcial à obtenção do título de Doutora em Ciências Florestais.

Orientador: Franklin Galvão

Co-orientadores: Román Carlos Rios e Júlio Arce

CURITIBA

2016

Ficha catalográfica elaborada pela
Biblioteca de Ciências Florestais e da Madeira - UFPR

Carvalho, Joema

Dinâmica de uma floresta aluvial no sul do Brasil / Joema Carvalho. – Curitiba, 2016.

119 f. : il.

Orientador: Prof. Dr. Franklin Galvão

Coorientadores: Prof. Dr. Roman Carlos Rios

Prof. Dr. Júlio Arce

Tese (Doutorado) - Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias, Programa de Pós-Graduação em Engenharia Florestal. Defesa: Curitiba, 08/04/2016.

Área de concentração: Conservação da Natureza.

1. Dinâmica de vegetação. 2. Comunidades vegetais. 3. Florestas – Curitiba, Região Metropolitana de (PR). 4. Impacto ambiental. 5. Teses. I. Galvão, Franklin. II. Rios, Roman Carlos. III. Arce, Júlio. IV. Universidade Federal do Paraná, Setor de Ciências Agrárias. V. Título.

CDD – 634.9

CDU – 634.0.182.2

TERMO DE APROVAÇÃO

Os membros da Banca Examinadora designada pelo Colegiado do Programa de Pós-Graduação em ENGENHARIA FLORESTAL da Universidade Federal do Paraná foram convocados para realizar a arguição da Tese de Doutorado de **JOEMA CARVALHO**, intitulada: "**DINÂMICA DE UMA FLORESTA ALUVIAL NO SUL DO BRASIL**", após terem inquirido a aluna e realizado a avaliação do trabalho, são de parecer pela sua aprovação.

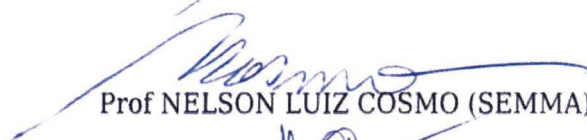
Curitiba, 08 de Abril de 2016.



Prof FRANKLIN GALVÃO (UFPR)
(Presidente da Banca Examinadora)



Prof LAURI AMÂNDIO SCHORN (FURB)



Prof NELSON LUIZ COSMO (SEMMA)



Prof PAULO CÉSAR BOTOSSO (EMBRAPA)



Prof RODRIGO DE ANDRADE KERSTEN (PUC/PR)



DEDICO

**AO IAN, MEU FILHO, QUE ME INSPIRA E QUE ME DA FORÇA
PARA SEGUIR EM FRENTE**

AGRADECIMENTOS

À

Universidade Federal do Paraná pela oportunidade de realização de um curso de qualidade e de longa duração, de forma gratuita.

Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal, meu berço profissional.

Coordenação de Aperfeiçoamento Pessoal de Nível Superior – Capes pela concessão da bolsa.

Refinaria de Petróleo Getúlio Vargas – REPAR.

Com admiração ao professor e orientador Dr. Franklin Galvão. Esteve presente em todo o processo da tese, de forma intensa e dedicada. Foi muito importante os e-mails durante os finais de semana e feriados, com incentivos durante a etapa de conclusão, as trocas de informações, sugestões, enriquecimento de análise, discussões e tomada de decisões. Admiro muito sua sensibilidade e sutileza na condução do trabalho e orientados.

Ao professor Dr. Román Rios pelas relevantes dicas e detalhamento das revisões, sugestões de abordagens das análises, discussões e desencadeamento e estruturação do texto.

Ao professor Dr. Júlio Arce pela orientação das análises relativas a Cadeia de Markov e Matriz de Transição, enriqueceram muito o trabalho, uma nova visão profissional, independente da tese.

Aos colegas Ms. Santiago José Elías Velazco e Ms. Aurélio Lourenço Rodrigues que contribuíram muitíssimo através do apoio nas análises estatísticas.

Aos colegas Tomaz Longhi, Bruno Palka, Jaçanan Milani, Michella Yamamura na organização do campo e informações.

Aos estagiários Ricardo de Arruda Camargo, Amanda Rodrigues, Iasmin Fernanda Portela Pfutz, Alexandre Braghini, Thaiza Karine Pereira, Marília Lucinéia Carneiro Nikkel, Gisele Henning Santos, Patrícia Portela Feldmann, Felipe Passos Caffaro, Alisson Nunes de Sousa e Iasmin Portela Pfutz, Augusto Rodrigues de França e Gabriela Dias pelo apoio no campo.

Ao Sistema Meteorológico do Paraná – SIMEPAR pela sessão dos dados meteorológicos.

Aos funcionários da REPAR, pela atenção, segurança e auxílio no trabalho de campo.

Reinaldo e David, funcionários da Coordenação do Curso de Pós-Graduação em Engenharia Florestal da Universidade Federal do Paraná.

As minhas amigas Sarah, Luciana, Rosemary, Adriana, Jussara, Graciela, Luciane, Sandra, Flávia, Silvia, Denivalda, Kasandria que de repente, enquanto eu estava submersa no desenvolvimento da tese, ligavam e passavam mensagens, deram apoio. Foram companheiras em algumas “escapadinhas estratégicas”, para continuar depois o restante do percurso!!!

A Mariana e a Sheila pelo apoio na formatação, incentivo e ótimas conversas.

Ao apoio e carinho dos meus pais Cristina e Richard e da minha avó Alzira, mesmo à distância. Agradecimento especial a minha mãe que foi fundamental e importantíssima na sua presença, me auxiliando em diversas formas e situações, para que eu pudesse concluir a demanda do momento.

Em especial, agradeço ao meu filho, que esteve presente, literalmente, me acompanhando durante as disciplinas e idas ao laboratório. Por diversas vezes, esteve do meu lado enquanto eu digitava, no tumulto da escrita entre o lanchinho da tarde e a Cadeia de Markov, entre a preparação do aniversário e a prova e os trabalhos de solos. Acompanhou a mãe dormindo do seu lado, na sala, em vez de assistir aquele desenhinho que havia sido combinado.... Enfim, como compensação e graças as idas nas Agrárias, acabou ficando amigo dos *beagles* que são estudados no departamento de Zoologia e dois deles ficaram com ele.

Agradeço ao acaso, ao relativo e ao incerto, que trouxeram o doutorado diante de um momento onde não imaginava partir para este processo, pois, estava vivendo outro. Foi um momento importantíssimo, de muito crescimento, superação e resgate de valores. Sem dúvida nenhuma, os seres que me guiam e me protegem estiveram presentes e iluminando o caminho.

Mas se Deus é as flores e árvores
e os montes e sol e o luar,
então acredito nele,
então acredito nele a toda a hora,
e a minha vida é toda uma oração e uma missa,
e uma comunhão com os olhos e pelos ouvidos. [...]

E não estou alegre e nem triste.
Esse é o destino dos versos [...]
Passa a árvore e fica dispersa pela Natureza.
Murcha a flor e o seu pó dura sempre [...]
Passo e fico, como o Universo. [...]

(Fragmentos extraídos do livro “Fernando Pessoa – Obra poética II” –
Organização: Jane Tutikian – Editora L&PM, Porta Alegre – RS, 2006).

SUMÁRIO

LISTA DE FIGURAS

LISTA DE TABELAS

LISTA DE ANEXOS E APÊNDICES

RESUMO

ABSTRACT

INTRODUÇÃO GERAL 15

CAPÍTULO 1

Dinâmica do estrato arbóreo superior de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Resumo 21

Abstract 22

Introdução 23

Material e métodos 25

Resultados 29

Discussão 44

Conclusões 51

Referências bibliográficas 52

CAPÍTULO 2

Dinâmica da regeneração de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Resumo 58

Abstract 59

Introdução 60

Material e métodos 62

Resultados 66

Discussão 79

Conclusões 88

Referências bibliográficas 90

CAPÍTULO 3

Dinâmica de uma floresta aluvial do Sul do Brasil, por meio da Cadeia de Markov

Resumo	97
Abstract	98
Introdução	99
Material e métodos	100
Resultados	103
Discussão	112
Conclusões	115
Referências bibliográficas	116
CONSIDERAÇÕES FINAIS	118
RECOMENDAÇÕES	119

LISTA DE FIGURAS

INTRODUÇÃO GERAL

FIGURA 1 Localização da área de estudos	16
---	----

CAPÍTULO 1

FIGURA 1 Diagrama de abundâncias de Whittaker, por ano de amostragem, entre as oito principais espécies de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	31
FIGURA 2 Densidade e dominância absolutas de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	34
FIGURA 3 Densidade e dominância absolutas por grupos ecológico em 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	39
FIGURA 4 Recrutamento e mortalidade no período de 2001 a 2014 por grupo ecológico de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	41
FIGURA 5 Agrupamento das parcelas com base na altura do lençol freático de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial do Sul do Brasil	42

CAPÍTULO 2

FIGURA 1 Mortalidade e recrutamento por estação do ano entre 2013 e 2015 em uma floresta aluvial no Sul do Brasil	71
FIGURA 2 Recrutamento e mortalidade por grupo ecológico relacionado a luminosidade e a saturação hídrica de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	72
FIGURA 3 Recrutamento de cinco espécies com a maior densidade por hectare e por estação do ano de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	73
FIGURA 4 Mortalidade de cinco espécies com a maior densidade por hectare e por estação do ano de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	73
FIGURA 5 Agrupamento das parcelas com base na altura do lençol freático de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial do Sul do Brasil	75

CAPÍTULO 3

FIGURA 1 Número de árvores observado e estimado na comunidade no Período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	106
FIGURA 2 Número de árvores observado e estimado para <i>Gymnanthes klotzschiana</i> no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	106
FIGURA 3 Número de árvores observado e estimado para <i>Allophylus edulis</i> no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	107
FIGURA 4 Número de árvores pioneiras observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	107
FIGURA 5 Número de árvores clímax exigente de luz observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	109
FIGURA 6 Número de árvores clímax tolerante à sombra observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	109
FIGURA 7 Número de árvores preferenciais observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	109
FIGURA 8 Número de árvores generalista observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	111

LISTA DE TABELAS

CAPÍTULO 1

TABELA 1 Famílias, gêneros e espécies de uma floresta aluvial no Sul do Brasil por ano de amostragem e grupo ecológico	29
TABELA 2 Densidades absoluta (n. ind./ha) e relativa (%) de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	32
TABELA 3 Dominâncias absoluta (m ² /ha) e relativa (%) de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	33
TABELA 4 Frequências absoluta e relativa (%) de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	35
TABELA 5 Porcentagem de Cobertura e de Importância (%) de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	36
TABELA 6 Incremento periódico médio (cm) por espécie e por ano de amostragem de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	37
TABELA 7 Grupo ecológico, densidade e dominância absolutas e relativas em 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	38
TABELA 8 Recrutamento e mortalidade no período de 2001 a 2014 e proporção em relação à densidade de 2001 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	40
TABELA 9 Parâmetros fitossociológicos por altura do lençol freático, de uma floresta aluvial no Sul do Brasil, quatorze anos após vazamento de óleo	43
TABELA 10 Recrutamento (R) e mortalidade (M) por altura do lençol freático de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	43

CAPÍTULO 2

TABELA 1 Famílias, gêneros e espécies por grupo ecológico de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	66
--	----

TABELA 2	Densidade da regeneração por estação, entre 2012 e 2015 do ano de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	67
TABELA 3	Número e porcentagem de indivíduos por grupo ecológico e por classe de altura de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	68
TABELA 4	Número e porcentagem de indivíduos das oito principais espécies, por classe de altura de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	69
TABELA 5	Mortalidade e recrutamento por estação do ano entre 2013 e 2015 em uma floresta aluvial no Sul do Brasil	70
TABELA 6	Número de Indivíduos e mortalidade por classe de altura e por ano de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	74
TABELA 7	Número de Indivíduos da regeneração por altura do lençol freático de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	76
TABELA 8	Recrutamento e mortalidade da regeneração, por estação e por altura do lençol freático de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	76
TABELA 9	Número de indivíduos por espécie da regeneração, grupo ecológico e taxa de mudança verificados em 2001 (CARVALHO et al., 2009) e 2012 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	77

CAPÍTULO 3

TABELA 1	Espécies, densidade e perímetro mínimo, médio e máximo em 2001 e 2014 e grupo ecológico de uma floresta aluvial no Sul do Brasil ..	103
TABELA 2	Resultados do Teste de Tukey referente a comparação estatísticas entre os valores observados e estimados através da matriz e transição e razão de mudança para o período entre 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	104
TABELA 3	Número de árvores observado e estimado para a comunidade, <i>Gymnanthes klotzschiana</i> e <i>Allophylus edulis</i> , amplitude de 4 cm de diâmetro, nos anos 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	105

TABELA 4 Número de árvores observado e estimado para pioneiras, clímax exigente de luz e clímax tolerante à sombra, amplitude de 4 cm de diâmetro, nos anos 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	108
---	-----

TABELA 5 Número de árvores observado e estimado para preferenciais e generalistas, amplitude de 4 cm de diâmetro, nos anos 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil	110
---	-----

RESUMO

O trabalho foi desenvolvido na Região Metropolitana de Curitiba, em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial sujeita a pulsos de inundações periódicos pelo rio Barigüi, tributário do rio Iguaçu, em solos hidromórfico, onde desde a década de 60, existem registros referentes a impactos por alteração de curso e poluição. Em 2000, ocorreu o vazamento de óleo do oleoduto OSPAR da Refinaria Presidente Getúlio Vargas – REPAR e, para a contenção, diques de alvenaria foram construídos, alterando a drenagem natural, prolongando a saturação hídrica do solo. Constituído por três capítulos, teve como objetivo elucidar a dinâmica da vegetação arbórea do dossel e da regeneração, durante quatorze anos, após o impacto. No primeiro capítulo realizou-se o estudo da dinâmica da vegetação arbórea do estrato superior, analisando-se os parâmetros fitossociológicos do período que ocorreu o acidente até 2014. Os resultados indicam que se trata de uma floresta monodominante, com baixa diversidade, onde ocorreu alternância de importância, porém, os parâmetros não foram significativos entre as diferentes alturas do lençol freático. O segundo capítulo diz respeito a dinâmica da regeneração arbórea, realizado durante o intervalo de tempo de dois anos. Não se detectou alterações significativas na composição e na estrutura, mas, quando comparado a um estudo feito em 2002 na mesma área, observou-se alternância de densidade entre espécies e, redução deste parâmetro para *Allophylus edulis*, que obteve os maiores valores, beneficiando a diversidade. A mortalidade foi superior ao recrutamento, variando entre as espécies, mas não houve relação com a altura do lençol freático. A mortalidade relativa por ano e por Classe de Altura foram constantes e proporcional por grupos ecológicos. O último capítulo considerou a dinâmica da vegetação arbórea do estrato superior através da Matriz de Transição e Razão de Movimentação que foram calculadas para a comunidade, para as espécies *Gymnanthes klotzschiana* e *Allophylus edulis* e para os grupos ecológicos relacionados à luminosidade e à saturação hídrica. A maioria dos indivíduos e a maior mortalidade ocorrem nas menores classes de diâmetro, independentemente da espécie. A transição para classes superiores irá depender das características fisiológicas (diâmetro máximo), da longevidade, luminosidade e da restrição hídrica.

ABSTRACT

The presente study was conducted in the Curitiba Metropolitan Region, in Alluvial Mixed Ombrophyllous Forest in areas subject to periodic flooding pulse, in hidromorphic soil, where the oil spilled from Petróleo Brasileiro S.A. (PETROBRAS) in the year 2000 and dikes were built like attempt to remove the oil chanded the natural drainage and it prolonged of water soil saturation. Permanet plots were alocated and phytossociologics parameters were estimated, since the period when the acidente was happended (14 years). It contains tree chapters. The first chapter concerns the tree upper stratatum and the results indicated that was a monodominant forest with low divert with changes in importance of some species, however the parameters have not significant relation with the water table. The second chapter was associated with tree regeneration stratum dinamic study. In two years, it was not detect significative changes in the composition and estrutura of the regeneration stratum however considering the other work were realised in the same area in 2002, it was observed the density alternance between species and the mainly specie was losing the representation and it probably benefited the diversity. The mortality was higher than the recruitment, however there were many difefferences between the species, but this parameter was not significative with water table variation The anual relative value by mortality was a constant in height classes and it was distributed proportionally in ecological groups. The end chapter were about the tree upper stratum dinamic study employing transition matrix and movement ratio were calculated for community, *Gymnanthes klotzschiana*, *Allophylus edulis* and ecological groups. The results demonstrated the most part of the individuous constitute the lower diameters classes, regardless of the species. The transition to higher classes will be depended on the physiological characteristics of the species, longevity and water table level. The longevity was relataded to conduct of the specie and ecological grouped considering the water restriction and the requirement brightness. The high number of individuals and increased mortality occur in smaller diameter classes, regardless of species. Most individuals and increased mortality occur in smaller diameter classes, regardless of species. The transition will be depend on the physiological characteristics, longevity, brightness and water restriction.

INTRODUÇÃO GERAL

O local de estudo situa-se nos domínios da Floresta Ombrófila Mista, unidade vegetacional que faz parte do Bioma Mata Atlântica, típica do Planalto Meridional brasileiro (IBGE, 2012), onde *Araucaria angustifolia* é a espécie mais característica, emergindo sobre o restante da vegetação arbórea (KLEIN, 1980; REITZ *et al.*, 1988, IBGE, 2012), a formação aluvial, ocorre às margens de rios, percorrendo terrenos de geomorfia plana até suave-ondulada (RODERJAN *et al.* 2002), em locais sujeitos a pulsos de inundações periódicos, onde os solos são frequentemente hidromórficos (CURCIO, 2006; CURCIO *et al.* 2007; DURIGAN *et al.*, 2001; KLEIN; HATSCHBACH, 1962). Estas características condicionam a estrutura, a sua funcionalidade e a distribuição das espécies, dependendo da geologia e da geomorfologia (CURCIO, 2006; JOLY, 1991). Devido a estas condições, *Araucaria angustifolia*, por ser mesófila e não tolerar hidromorfia, desaparece (KERSTEN *et al.*, 2015), constituindo-se comunidades mais simples, onde *Gymnanthes klotzschiana*, que é hidrófila (CURCIO *et al.*, 2007) se torna dominante (CURCIO, 2007; CARVALHO *et al.*, 2009; BARDDAL *et al.*, 2004).

Esta floresta encontra-se associada à bacia hidrográfica do rio Iguaçu, porção centro-sul do Primeiro Planalto Paranaense, em uma altitude média de 890 m s.n.m. Situa-se na Região Metropolitana de Curitiba, no município de Araucária, Paraná, Brasil, nas proximidades da Refinaria Presidente Getúlio Vargas – REPAR, próxima às coordenadas 25°34'02,5''S e 49°20'53,5''W (FIGURA 1).

O clima da região é subtropical úmido mesotérmico do tipo Cfb. Com base nas informações divulgadas pelo Instituto Nacional de Meteorologia, envolvendo registros históricos dos últimos 52 anos para a região, constata-se que a precipitação média anual é de aproximadamente 1.460 mm, com valores anuais podendo ser menores que 800 mm (1985) e maiores que 2.000 mm (1998) (INMET, 2012). Historicamente, os meses de maior precipitação coincidem com o verão e os valores são, em média, pelo menos duas vezes maiores que os dos meses mais secos, que ocorrem no inverno, tendo em agosto o de menor precipitação. Considera-se que as chuvas na região são bem distribuídas durante

o ano, o que, em parte, justifica uma umidade relativa do ar média em torno de 80-85% (INMET, 2012). Variações anuais alteram o padrão de distribuição das mesmas, como a presença do El Niño.

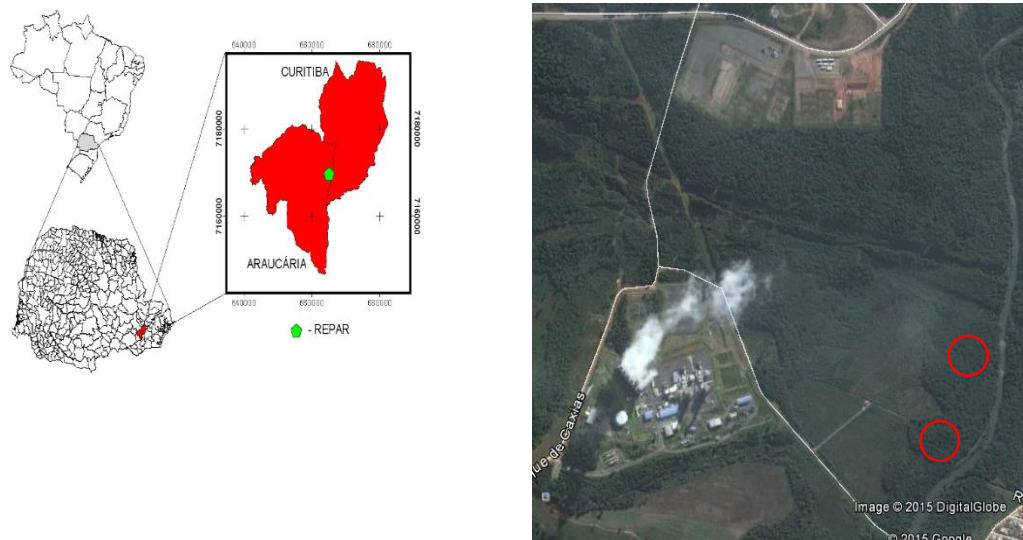


FIGURA 1 - Localização da área de estudo

A temperatura média anual é de 17,9 °C, a temperatura mínima no mês mais frio é de 8,7 °C (julho) e a máxima no mês mais quente é de 27,2 °C (janeiro), com temperaturas mínimas podendo atingir valores inferiores a -5 °C e com máximas superiores a 33 °C (INMET, 2012). A formação de geadas é bastante comum na região, com ocorrências que variam de um ano para o outro, indo de duas a mais de 20 (MAACK, 2012).

As planícies aluvionares da Região Metropolitana de Curitiba, de modo geral, constituídas por sedimentos argilo-siltico-arenosos, ocupam cerca de 490 km², ou 20% da bacia curitibana, cobrindo principalmente a planície de inundação do rio Iguaçu e de seus maiores afluentes. Os solos são caracterizados como hidromórficos minerais da ordem dos Gleissolos Melânico e Háplico (BARDDAL, 2002). Possuem, normalmente, grande quantidade de argila e sua consistência é muito dura quando secos e muito plástica e pegajosa quando molhados, sendo pouco porosos e de baixa condutividade hídrica (EMBRAPA, 2006).

A rede de drenagem da região de estudo é representada pelos rios formadores da

bacia do rio Paraná, tendo o rio Iguaçu como coletor-mestre e seus afluentes, dentre estes e como destaque, o rio Barigüi, presente na área de estudo. Esse rio localiza-se na margem direita ou norte do Iguaçu e percorre uma extensão de 64,9 km através de vários municípios da região metropolitana, perfazendo uma área de drenagem de 272,5 km² (MANASSÉS *et al.*, 2001).

O rio Barigüi apresenta impactos ambientais intensos, na década de 1960, teve o seu curso retificado por ação do Departamento Nacional de Obras de Saneamento, visando propiciar maior vazão e minimizar o efeito de enchentes (DNOS, 1979). Concomitante a isso, inúmeros drenos foram abertos à época na área de estudo, rebaixando o lençol freático, o que facilitou a entrada de espécies exóticas invasoras na comunidade (BARDDAL *et al.*, 2004).

A bacia hidrográfica do rio Barigüi, por ser urbana, sofre com a poluição de suas águas, consequência de uma infra-estrutura de esgotamento sanitário precária, ocupações irregulares nas margens e presença de lixo (MILANI, 2013).

Em 2000, a várzea adjacente ao remanescente de floresta aluvial, onde foi realizado o trabalho, foi fortemente contaminada por um vazamento de óleo do oleoduto OSPAR na Refinaria Presidente Getúlio Vargas – REPAR, da PETROBRAS, em Araucária, Paraná. O óleo atingiu o rio Barigüi e o rio Iguaçu, maior rio do estado do Paraná, por cerca de 40 km a jusante. Conforme análise de hidrocarbonetos totais de Petróleo (TPH), os níveis de hidrocarbonetos existentes na floresta, ainda que distribuído de forma heterogênea (FUNPAR, 2011), diferentemente do que ocorre na várzea, estão abaixo dos índices considerados de intervenção (Lista Holandesa de Valores - Soil Protecting Act; CETESB; IAP, 2009).

Para a contenção do óleo, alterou-se a drenagem natural do local com a construção de diques de alvenaria, mantendo o lençol freático por mais tempo mais alto, prolongando a manutenção da saturação hídrica do solo, trazendo consequências para o crescimento das árvores (LONGHI-SANTOS, 2013).

Este trabalho faz parte do projeto, concebido em 2000 com o propósito de documentar o efeito do derramamento de petróleo sobre a vegetação da região e subsidiar ações de remediação, tendo como objetivo, compartimentar, com auxílio de informações

geomórficas e pedológicas, diferentes unidades fitofisionômicas existentes na área de influência do vazamento; amostrar os componentes arbóreos, arbustivos, herbáceos e epífitas em cada uma das unidades compartimentadas; quantificar, por meio de parâmetros fitossociológicos consagrados, as principais unidades fitofisionômicas compartimentadas e, nelas, as diferentes formas biológicas; e, por fim, mapear e avaliar o comprometimento da cobertura vegetal das áreas atingidas pelo vazamento de óleo.

O primeiro capítulo teve como objetivo avaliar a dinâmica de uma floresta aluvial no Sul do Brasil através de um estudo florístico e fitossociológico desta comunidade ao longo de quatorze anos, considerando possíveis agrupamentos resultantes da altura do lençol freático, buscando identificar se as variações na composição florísticas e na estrutura da comunidade, espécies que persistiram ou foram desfavorecidas, se a altura do lençol freático influenciou a dinâmica desta vegetação.

No capítulo seguinte avaliou-se a dinâmica da regeneração, compreendida entre 20 cm e 130 cm, através do estudo florístico e fitossociológico ao longo de dois anos, considerando as diferentes estações do ano e o efeito da variação da altura do lençol freático. Com isso, pretendeu-se elucidar se houve variações significativas na composição florísticas e na estrutura da comunidade, quais espécies foram favorecidas ou desfavorecidas e se a altura do lençol freático influenciou a dinâmica da regeneração e se a regeneração está sofrendo consequências de impactos no local.

O último capítulo teve o intuito de simular a dinâmica desta floresta, utilizando a matriz de transição e a razão de movimentação, verificando-se a tendência da evolução sucessional futura.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

BARDDAL, M. L.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; CURCIO, G. R. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Ciência Florestal**, v. 14, p. 37 - 50, 2004.

BARDDAL, M. L. **Aspectos florísticos e fitossociológicos do componente arbóreo-arbustivo de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial – Araucária, PR**. 90f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.

CARVALHO, J; MARQUES, M. C. M.; RODERJAN, C. V., SOUSA, S. G. A; BARDDAL, M. Relações florísticas e estruturais entre os estratos de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no Paraná. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 1 - 9, 2009.

CURCIO, G.R.; GALVÃO, F.; BONNET, A.; BARDDAL, M.L.; DEDECEK, R.A. A floresta fluvial em dois compartimentos do rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 37, p. 125 – 147, 2007.

CURCIO, G. R.; BONNET, A.; PESTANA, D.; SOUZA, L.; SOCHER, L. G., GALVÃO, F.; RODERJAN, C. V. Compartimentação topossequencial e caracterização fitossociológica de um capão de Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 36, n. 3, p. 361 - 369, 2006.

DNOS. DEPARTAMENTO NACIONAL DE OBRAS E SANEAMENTO. **Rio Barigüi: canalização e regularização**. Curitiba, 1979.

DURIGAN, G, RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: Edusp, Fapesp, Cap. 10, 2001.

EMBRAPA. EMPRESA BRASILEIRA DE PESQUISA AGROPECUÁRIA. **Sistema Brasileiro de Classificação de Solos**. 2. ed. Rio de Janeiro: Centro Nacional de pesquisa de Solos, 306 p., 2006.

FUNPAR. FUNDAÇÃO DA UNIVERSIDADE FEDERAL DO PARANÁ PARA O DESENVOLVIMENTO DA CIÊNCIA, DA TECNOLOGIA E DA CULTURA. Diagnóstico e Monitoramento da Cobertura Vegetal da Área de Influência Direta e Indireta do Vazamento de Óleo da Refinaria Presidente Getúlio Vargas - REPAR, Araucária/PR. Fase I - **Diagnóstico. Relatório Final**, Curitiba, 2011.

IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. **Série Manuais Técnicos em Geociências**. nº 1. Rio de Janeiro. 2012.

INMET. INSTITUTO NACIONAL DE METEOROLOGIA. **Banco de dados meteorológicos para ensino e pesquisa**. Disponível em: <http://www.inmet.gov.br/portal/index.php?r=bdmep/bdmep>. Acesso em 10 de dezembro de 2012.

KLEIN, R. M.; HATSCHBACH, G. Fitofisionomia e notas sobre a vegetação para acompanhar a planta fitogeográfica do município de Curitiba e arredores. Boletim da Universidade Federal do Paraná. **Geografia Física**, v. 4, n. 30, 1962.

JOLY, C. A. Flooding tolerance intropical trees. In: Jackson, M.B.; Davies, D.D. & Lambers, H. **Plant life under oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry**. SBP Academic Publishing, The Hague, p. 23 – 34, 1991.

KERSTEN, R. A.; BORGO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R.; ANDRADE, L. A.; MAEIRA-NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos**. Vol. II. Comissão de Especialistas em Fitossociologia / Sociedade Botânica do Brasil. Editora da UFV. 2015.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí; continuação. **Sellowia**, v. 32, n. 32, p. 165 - 389. 1980.

LONGHI - SANTOS, T. **Dendroecologia de *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B.Sm. & Downs em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Paraná, Brasil**. 95 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

MAACK, R. **Geografia Física do Estado do Paraná**. 4. ED. UFGP. 2012.

MANASSÉS, E. J.; VAINE, J. L.; MIRANDA, T. L. G. Estudo estatístico do risco de ocorrência das vazões e níveis no rio Barigüi. In: **II Seminário do rio Iguaçu**. Araucária: Ações implementadas pela UM-REPAR/Petrobrás, 2001.

MILANI, J. E. F. **Comportamento fenológico de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila mista aluvial, Araucária, PR**. 100 f. Dissertação (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto madeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CORAG, 525 p., 1988.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As Unidades Fitogeográficas do Estado do Paraná. **Fitogeografia do sul da América, Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 24, p. 75 - 92, 2002.

CAPÍTULO 1

DINÂMICA DO ESTRATO ARBÓREO SUPERIOR DE UMA FLORESTA ALUVIAL NO SUL DO BRASIL

RESUMO

O trabalho foi realizado na Região Metropolitana de Curitiba, em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial sujeita a pulsos de inundações periódicos pelo rio Barigüi, tributário do rio Iguaçu, em solos hidromórficos. Desde a década de 60, existem registros referentes a impactos por alteração de curso e poluição neste rio, em especial em 2000 quando ocorreu um vazamento de óleo da empresa Petróleo Brasileiro S.A. Para a contenção do óleo, alterou-se a drenagem natural, com a construção de diques, prolongando a saturação hídrica do solo. O estudo da dinâmica do estrato arbóreo superior foi desenvolvido analisando-se parcelas permanentes alocadas e parâmetros fitossociológicos, deste o período que ocorreu o acidente até 2014. Os resultados indicam que se trata de uma floresta monodominante, com baixa diversidade. Observou-se alternância da importância. A mortalidade foi superior ao recrutamento, sendo superior nas pioneiras e o recrutamento, nas clímax tolerante à sombra. Trata-se de uma floresta em estágio inicial de sucessão, decorrente de uma subseleção, porém, a tendência de investimento em dominância e estabilização da densidade, denotam uma tendência à evolução sucessional. O recrutamento, a mortalidade e o incremento não obtiveram relação significativa com a variação da altura do lençol freático. A vegetação foi resiliente após quatorze anos do impacto, as diferenças verificadas são consequências da estratégia utilizada pela comunidade após o mesmo.

TREE UPPER STRATUM DINAMIC IN A ALUVIAL FOREST IN SOUTH BRAZIL

ABSTRACT

This study was conducted in a Alluvial Mixed Ombrophyllous Forest in areas subject to periodic flooding pulse in consequence of the Barigüi river, a tributary river of the Iguaçu river with hidromorphic soil, Curitiba Metropolitan Region. Since the sixties, there were registers about impacts in consequence of the pollution and the alterations to river courses, mainly in the year 2.000 when oil spilled from Petróleo Brasileiro S.A. The construction of dikes like attempt to remove the oil changed the natural drainage and it prolonged the water soil saturation. The dynamic study of the tree upper stratum was developed by analysing permanent plots allocated and by phytosociological parameters, since the period when the accident was happened (14 years). The results indicated that the forest was monodominant with low diversity. Changes in importance of some species were observed. The mortality was higher than recruitment and mainly in the pioneers and the recruitment was higher in the shade tolerant climax. It is a forest in initial stage of succession, however, the tendency of increase in dominance and stabilisation on density indicate a successional evolution. The mortality, recruitment and increment have not significant relation with the water table. The vegetation was resilient after fourteen years of the impact. The differences were been observed are the result of the community strategy in a new environment configuration before the changes.

INTRODUÇÃO

O Brasil é o maior país da América do Sul e possui a maior biodiversidade do planeta, sendo constituído por seis grandes biomas: Amazônia, Caatinga, Cerrado, Pantanal, Pampa e Mata Atlântica (IBGE, 2012; MMA, 2011). A Floresta Ombrófila Mista é uma unidade vegetacional que faz parte do Bioma Mata Atlântica, típica do Planalto Meridional brasileiro (IBGE, 2012). Esta tipologia procede do encontro de floras de origem tropical (afro-brasileira) e temperada (austro-brasileira), sendo caracterizada por gêneros primitivos como *Araucaria*, *Drimys* e *Podocarpus*, o que sugere, em face da altitude e da latitude do planalto, uma ocupação recente, a partir de refúgios alto-montanos (IBGE, 1990). *Araucaria angustifolia* é a espécie mais característica, emergindo sobre o restante da vegetação arbórea (KLEIN, 1980; REITZ *et al.*, 1988). Com base nos patamares altimétricos, possui quatro formações, a aluvial, submontana, montana e alto-montana (IBGE, 2012).

A Floresta Ombrófila Mista, em sua formação aluvial, ocorre às margens de rios, percorrendo terrenos de geomorfia plana até suave-ondulada (RODERJAN *et al.* 2002), em locais sujeitos a pulsos de inundações periódicos, onde os solos são frequentemente hidromórficos (CURCIO, 2006; CURCIO *et al.* 2007; DURIGAN *et al.*, 2001; KLEIN; HATSCHBACH, 1962). Estas características condicionam a sua estrutura, a sua funcionalidade e a distribuição das espécies, dependendo da geologia e da geomorfologia (CURCIO, 2006; JOLY, 1991). Devido a estas condições, *Araucaria angustifolia*, por ser mesófila e não tolerar hidromorfia, desaparece (KERSTEN *et al.*, 2015), formando, então, comunidades mais simples, onde *Gymnanthes klotzschiana*, que é hidrófila, pode representar até 80% dos indivíduos (CURCIO *et al.*, 2007), seguida por *Allophylus edulis*, *Lithraea brasiliensis*, *Schinus terebinthifolius*, *Podocarpus lambertii*, *Drimys brasiliensis*, *Blepharocalyx salicifolius*, *Luehea divaricata*, *Vitex megapotamica*, *Cinnamodendron dinisii*, entre outras (KLEIN; HATSCHBACH, 1962; BARDDAL, *et al.* 2004; CURCIO *et al.*, 2006; CARVALHO *et al.*, 2009; KERSTEN *et al.*, 2015; IBGE, 2012), apresentando baixa diversidade florística (LOBO; JOLY, 2000).

Com o objetivo de avaliar a dinâmica de uma floresta aluvial no Sul do Brasil,

realizou-se um estudo florístico e fitossociológico desta comunidade de 2001 a 2014, considerando possíveis alterações nos parâmetros resultantes da altura do lençol freático. Com a pesquisa, buscou-se respostas para as seguintes perguntas: Houve variações significativas na composição florísticas e na estrutura da comunidade passados quatorze anos? Quais espécies persistiram e quais foram desfavorecidas ao longo do período? Qual foi a dinâmica de recrutamento e mortalidade das espécies? Quais os grupos ecológicos presentes no local relacionado à luminosidade e à saturação hídrica? A variação da altura do lençol influenciou a dinâmica da vegetação?

MATERIAL E MÉTODOS

A coleta de dados foi realizada no remanescente de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, ao lado da bacia de sedimentação fortemente atingida pelo impacto do derramamento de óleo ocorrido em 2000 (FIGURA 1).

No período de 2001 a 2014, em intervalos regulares de 2 anos, com exceção de 2003 a 2006, levantamentos florístico e fitossociológicos foram feitos, tendo por base 21 parcelas permanentes de 10 x 10 m. Todos os indivíduos arbóreos nativos e exóticos com perímetro à altura do peito igual ou superior a 15 cm foram medidos. Optou-se por este método, pois o mesmo é o mais adequado para o estudo e pode ser utilizado em monitoramento de mudanças de uma mesma comunidade em períodos de tempo mais longos (MARTINS, 1990), sendo um recurso valioso para conhecimento da dinâmica da sucessão (FREITAS; MAGALHÃES, 2012).

O material botânico foi coletado e encontra-se tombado no Herbário do Curso de Engenharia Florestal (EFC) da Universidade Federal do Paraná. Organizou-se sistematicamente as famílias de acordo com APG III – Angiosperm Phylogeny Group (2009) e a confirmação dos nomes científicos foi efetivada no Herbarium virtual Missouri Botanical Garden (2002).

As espécies foram classificadas segundo as suas preferências ambientais, em grupos ecológicos relacionados a sua tolerância à luz e à altura do lençol freático. Assim, ao considerar as necessidades de luz, as espécies foram agrupadas em pioneira, clímax exigente de luz e clímax tolerante à sombra (SWAINE; WHITMORE, 1988). Plantas do grupo das pioneiras apresentam crescimento rápido, requerem alta intensidade de luz para a germinação das sementes, estabelecimento e crescimento, possuem alta taxa fotossintética e crescem até a altura do dossel, assim, nunca ou dificilmente são encontradas no sub-bosque (SWAINE; WHITMORE, 1988; BROKAW, 1985). As espécies clímax possuem germinação das sementes, estabelecimento e desenvolvimento das plântulas no sub-bosque, apresentam alta e rápida mortalidade das plântulas e crescimento lento (SWAINE; WHITMORE, 1988). A dispersão das sementes é limitada,

apresentando baixa dormência e possuem ponto de compensação, taxa fotossintética e crescimento baixos (BROKAW, 1985).

Em relação à tolerância à saturação hídrica, as espécies foram agrupadas como generalistas e preferenciais (WALTER; RIBEIRO, 1997). Esta definição é utilizada em várias situações com objetivo de agrupar as espécies em relação à preferência a um determinado tipo de ambiente, assim como, para relacionar grupo de espécies com tipo de solos (KOTCHETKOFF-HENRIQUES *et al.*, 2005) e agrupar espécies com base em características ambientais e parâmetros fitossociológicos (SILVA JUNIOR; SARMENTO, 2009).

As análises fitossociológicas foram realizadas considerando a comunidade como um todo para cada um dos períodos de levantamento. Desta forma, calcularam-se os parâmetros fitossociológicos de densidade e dominância e o porcentual de cobertura e de importância para a comunidade (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974), além do incremento periódico médio, recrutamento e mortalidade. Na sequência, foram avaliadas implicações da altura do lençol freático em variáveis fitossociológicas pertinentes.

A diversidade de espécies foi estimada através do Índice Shannon (H') (MAGURRAN, 1989). Os Índices de Shannon obtidos para as amostragens foram comparados quanto à significância através do teste “t” de Student de Hutchenson (MAGURRAN, 1988; ZAR 1999), ao nível de 1 e 5% ($p < 0,01$). Este procedimento foi utilizado, pois se considera que o cálculo da diversidade baseado na abundância relativa não dá nenhuma resposta ecológica plausível de análise depois de computada. Assim, esse índice pode ser usado em comparações através das variâncias (medida de tendência central que informa a variação em torno da média) obtidas durante o cálculo do valor do índice (H') por testes t de Student (DIAS, 2004). Desta forma, foram feitas comparações dois a dois entre os levantamentos realizados, sendo a última amostragem com o antecessor e entre 2001 e 2014, totalizando sete combinações.

A riqueza de espécies foi calculada com o uso do estimador não-paramétrico de Jackknife 1 (primeira ordem). As medidas de riqueza estimam o número de espécies presentes na comunidade, sem considerar a sua estrutura de abundância (HURLBERT, 1971). O estimador de riqueza de Jackknife 1 é uma função do número de espécies que

ocorre em uma e somente uma amostra, as quais são denominadas espécies únicas (HELTSHE; FORRESTER, 1983). Quanto maior o número de espécies que ocorre em somente uma amostra, entre todas as amostras tomadas na comunidade estudada, maior será o valor da estimativa para o número total de espécies presentes nessa comunidade. Assim, a estimativa de riqueza atinge seu valor máximo (aproximadamente o dobro do número de espécies observado na amostragem) quando todas as espécies observadas ocorrem em uma única amostra. Por outro lado, a riqueza estimada e a riqueza observada serão iguais quando todas as espécies observadas na amostragem ocorrem em mais de uma amostra (COLWELL; CODDINGTON, 1994).

O índice de Shannon e o estimador não-paramétrico de Jackknife 1 foram calculados através do programa EstimateS (COLWELL, 2006).

O diagrama de Whittaker foi utilizado como complemento da representação da riqueza da área para as sete amostragens. Este diagrama é obtido ordenando-se as espécies a partir das mais comuns para as mais raras no eixo das abscissas e colocando a dominância relativa no eixo das ordenadas. O comprimento de cada curva indica a riqueza de espécies. A equabilidade é interpretada pela inclinação das curvas, sendo as curvas mais inclinadas as que possuem menor equabilidade (MELO, 2008).

O incremento diamétrico foi avaliado com base no crescimento em diâmetro dos fustes medidos nas ocasiões, entre 2001 e 2014, ou seja, aqueles que permaneceram vivos durante o período estudado. Para este cálculo foram desconsiderados os indivíduos decorrentes do recrutamento e da mortalidade. Os incrementos periódicos anuais (IPA) médios entre os períodos de 2001, 2003, 2006, 2008, 2010, 2012 e 2014 foram comparados entre si.

A mortalidade e o recrutamento foram considerados através de contagem a partir do segundo período de amostragem.

A taxa de mudança para os parâmetros de densidade e dominância absolutas foi calculada por espécie, conforme a fórmula ($TM = [(X_t / X_0 - 1) \cdot 100]$), onde TM = taxa de mudança, X_t = parâmetro relativo a última medição e X_0 = parâmetro relativo a primeira medição (SOUZA; SOARES, 2013).

A proporção entre o recrutamento e a mortalidade com relação a densidade,

respectiva de cada ano, foi calculada e os resultados somados e divididos pelo número de anos (14), gerando um índice para estes fatores.

A altura do lençol freático foi medida mensalmente, em poços hídricos instalados em cada uma das parcelas. Os poços foram feitos com cano de PVC perfurado, de 7,5 cm de diâmetro e 120 cm de comprimento, fechados com tampas de PVC para evitar a entrada de material vegetal, como folhas, galhos e frutos, sendo que 20 cm ficam acima do solo.

O agrupamento das parcelas em função da altura do lençol freático foi obtido através da análise de Cluster com a média das leituras mensais de 2011 até 2015, onde as similaridades foram consideradas segundo a distância Euclidiana.

Para a verificação estatística das diferenças entre os dados de densidade, dominância e incremento entre as medições realizadas em 2001 e 2014 e, relação entre os grupo ecológicos, as alturas do lençol freático e os parâmetros fitossociológicos e recrutamento e mortalidade, efetuou-se análise de variância e o teste de Tukey a 95%. Todos os dados estatísticos foram processados no programa Statgraphics Centurium XVI. Versão 16.1.11.

RESULTADOS

Composição Florística e diversidade

Ao longo do período estabelecido para o estudo, foram registrados 14 famílias, 27 gêneros, 30 espécies, totalizando um número máximo de 554 indivíduos em 2001 e, 12 famílias, 25 gêneros, 28 espécies e 503 indivíduos em 2014 (TABELA 1).

TABELA 1 - Famílias, gêneros e espécies de uma floresta aluvial no Sul do Brasil por ano de amostragem e grupo ecológico

Famílias	Espécies	01	03	06	08	10	12	14	GL	GA
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	x	x	x	x	x	x	x	PI	G
	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	x	-	-	-	-	-	-	PI	P
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	x	x	x	x	x	x	x	CTS	P
	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	x	x	x	x	x	x	x	PI	P
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
	<i>Inga marginata</i> Willd.	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
	<i>Machaerium paraguayense</i> Hassl.	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	x	x	x	x	x	x	x	PI	P
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	x	x	x	x	x	x	x	PI	P
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> (A.Juss.) T. D. Penn	x	-	-	-	-	-	-	CTS	G
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
	<i>Calyptanthus concinna</i> DC	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	x	x	x	x	x	x	x	CTS	G
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess	x	x	x	x	x	x	x	CTS	G
	<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand &	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	x	x	x	x	x	x	x	CTS	P
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	x	x	x	x	x	x	x	CTS	P
	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
Oleaceae										
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	x	x	x	x	x	x	x	PI	G
	<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	x	x	x	x	x	x	x	CTS	P
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	x	x	x	x	x	x	x	CTS	G
Rubiaceae	<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltdl.	x	x	x	x	x	x	x	CEL	G
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	x	x	x	x	x	x	x	CTS	G
	<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	-	-	x	x	x	x	x	CTS	G
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.)	x	x	x	x	x	x	x	CTS	P
Número de Indivíduos		554	546	539	542	538	523	503		
Índice de Shannon		1,60	1,59	1,60	1,59	1,60	1,56	1,55		
Estimador Jackknife 1		36,6	30,8	32,8	32,8	36,6	36,6	37,6		
DAP médio		32,0	33,0	34,0	34,5	35,1	35,8	36,6		

(Legenda: GL = grupo ecológico relacionado à luz, GA = grupo ecológico relacionado à água, PI = pioneira, CEL = clímax exigente de luz, CTS = clímax tolerante à sombra, P = preferencial, G = generalista, DAP = diâmetro à altura do peito)

As famílias que mais se destacaram foram Myrtaceae e Fabaceae, possuindo 9 e 5 gêneros, respectivamente, seguidas por Anacardiaceae e Salicaceae, com dois gêneros cada. Euphorbiaceae foi a família que obteve maior número de indivíduos, seguida por Sapindaceae, embora com apenas um gênero, devido a presença de *Gymnanthes klotzschiana* e *Allophylus edulis*, respectivamente (TABELA 1).

O valor da diversidade, calculado através do índice de Shannon, variou de 1,55 a 1,6, de acordo com o teste “t” de Student de Hutchenson, não houve diferença significativa dos resultados entre os períodos de estudos (TABELA 1).

Com base no estimador não-paramétrico de Jackknife 1, a riqueza, da mesma forma, não foi alta para todos os períodos de levantamento. Não houve variação significativa entre os valores, embora tenha sido verificada uma tendência de decréscimo durante o período compreendido entre os anos de 2003 a 2008 (TABELA 1).

Estrutura

Gymnanthes klotzschiana (Euphorbiaceae), predominante no estrato superior, obteve os maiores valores para todos os parâmetros fitossociológicos, definindo uma fisionomia particular para esta floresta (TABELA 2).

O diagrama de abundâncias de Whittaker permitiu visualizar esta situação, ao longo de quatorze anos, o desenvolvimento da curva, praticamente, se manteve, possuindo baixa inclinação e, portanto, alta dominância e baixa equidade, dado ao predomínio desta espécie (FIGURA 1).

Considerando a densidade, *Gymnanthes klotzschiana* em todo o período, apresentou valores relativos superiores a 64%, seguido por *Allophylus edulis*, com valores superiores a 8%, contribuindo juntas com, aproximadamente, 75% (TABELA 2).

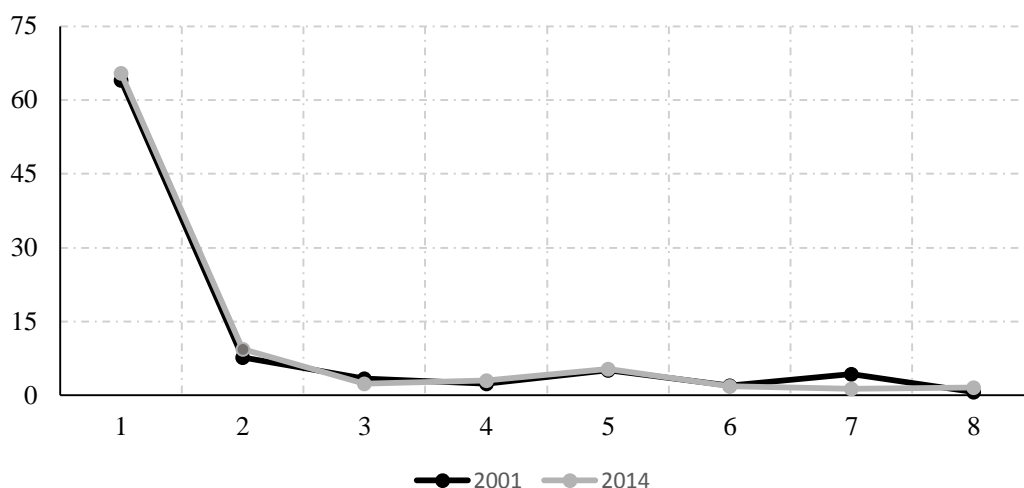


FIGURA 1 - Diagrama de abundâncias de Whittaker, por ano de amostragem, entre as oito principais espécies de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

De acordo com a taxa de mudança para a densidade, apenas seis (21% do total) espécies indicaram valores positivos, 13 (46% do total) mostraram-se estáveis e 11 (39% do total) reduziram as suas populações. *Eugenia uniflora*, *Casearia decandra*, *Ligustrum lucidum*, *Sebastiania brasiliensis*, *Blepharocalyx salicifolius* e *Allophylus edulis* foram as que mais investiram neste parâmetro (TABELA 2).

Em relação ao grupo ecológico relacionado à luz, as climácicas obtiveram taxas de mudança positiva e, em relação à saturação hídrica, a maioria foi generalista, com exceção de *Allophylus edulis* e *Sebastiania brasiliensis*, que são preferenciais. Entre as espécies exóticas invasoras, somente *Ligustrum lucidum* apresentou taxas positivas (TABELA 2).

Gymnanthes klotzschiana obteve os maiores valores para a dominância, com valores próximos a 71%. Durante as primeiras amostragens, a segunda espécie mais representativa foi *Schinus terebinthifolius*, com valores relativos que variaram de 7% a 4% e, nas últimas amostragens, *Blepharocalyx salicifolius*, tornou-se a segunda mais dominante, com 5% a 6% para este parâmetro. As duas primeiras espécies contribuem com, aproximadamente, 78% da dominância relativa total (TABELA 3).

TABELA 2 - Densidades absoluta (n. ind./ha) e relativa (%) de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécies	2001		2003		2006		2008		2010		2012		2014		TM
	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	DA	DR	
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	1690,5	64,1	1685,7	64,8	1661,9	64,8	1676,2	64,9	1642,9	64,1	1633,3	65,6	1566,7	65,4	-7,3
<i>Allophylus edulis</i>	204,8	7,8	219,1	8,4	214,3	8,4	223,8	8,7	233,3	9,1	219,1	8,8	223,8	9,3	9,3
<i>Schinus terebinthifolius</i>	90,5	3,4	81	3,1	71,4	2,8	71,4	2,8	71,4	2,8	66,7	2,7	57,1	2,4	-36,9
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	61,9	2,4	61,9	2,4	61,9	2,4	61,9	2,4	66,7	2,6	61,9	2,5	71,4	3	15,3
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	133,3	5,1	133,3	5,1	138,1	5,4	138,1	5,4	142,9	5,6	138,1	5,5	128,6	5,4	-3,5
<i>Guettarda uruguensis</i>	52,4	2	57,1	2,2	52,4	2	47,6	1,9	52,4	2	42,9	1,7	42,9	1,8	-18,1
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	114,3	4,3	81	3,1	71,4	2,8	61,9	2,4	52,4	2	47,6	1,9	33,3	1,4	-70,9
<i>Eugenia uniflora</i>	19	0,7	19	0,7	23,8	0,9	23,8	0,9	33,3	1,3	28,6	1,2	38,1	1,6	100,5
<i>Lithraea brasiliensis</i>	28,6	1,1	28,6	1,1	28,6	1,1	28,6	1,1	28,6	1,1	28,6	1,2	28,6	1,2	0,0
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	23,8	0,9	23,8	0,9	23,8	0,9	23,8	0,9	23,8	0,9	23,8	1	23,8	1	0,0
<i>Scutia buxifolia</i>	23,8	0,9	19	0,7	19	0,7	23,8	0,9	23,8	0,9	19	0,8	9,5	0,4	-60,1
<i>Casearia decandra</i>	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	14,3	0,6	19	0,7	14,3	0,6	14,3	0,6	50,5
<i>Machaerium brasiliense</i>	33,3	1,3	33,3	1,3	33,3	1,3	33,3	1,3	23,8	0,9	23,8	1	9,5	0,4	-71,5
<i>Hovenia dulcis</i>	14,3	0,5	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	0,0
<i>Ligustrum lucidum</i>	9,5	0,4	9,5	0,4	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	50,5
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	14,3	0,5	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	19	0,7	14,3	0,6	19	0,8	32,9
<i>Machaerium stipitatum</i>	14,3	0,5	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	0,0
<i>Machaerium paraguayense</i>	19	0,7	19	0,7	19	0,7	19	0,7	19	0,7	19	0,8	19	0,8	0,0
<i>Myrciaria tenella</i>	14,3	0,5	14,3	0,6	14,3	0,6	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	-33,6
<i>Luehea divaricata</i>	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	0,0
<i>Dalbergia frutescens</i>	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	0,0
<i>Eugenia uruguayensis</i>	4,8	0,2	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	0,0
<i>Inga marginata</i>	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	0,0
<i>Prunus myrtifolia</i>	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	0,0
<i>Calyptrothoe concinna</i>	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	0,0
<i>Vitex megapotamica</i>	14,3	0,5	14,3	0,6	14,3	0,6	14,3	0,6	9,5	0,4	9,5	0,4	9,5	0,4	-33,6
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	0	0	0	0	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	-
<i>Myrcianthes gigantea</i>	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	4,8	0,2	0,0
<i>Trichilia elegans</i>	4,8	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100,0
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	4,8	0,2	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0	100,0
Total	2638,1	100,0	2600,0	100,0	2566,7	100,0	2581,0	100,0	2561,9	100,0	2490,5	100,0	2395,2	100,0	-9,2

(Legenda: DA = densidade absoluta - N. Ind./ha; DR = densidade relativa, %; TM = taxa de mudança (%) entre 2001 e 2014)

Conforme a taxa de mudança para dominância, 17 (61% do total) apresentaram valores positivos, 10 (36% do total) valores negativos e três (11% do total) mostraram-se em equilíbrio. *Ligustrum lucidum*, *Hovenia dulcis*, *Casearia decandra*, *Machaerium stipitatum*, *Luehea divarica* foram as que mais investiram neste parâmetro ao longo de quatorze anos. As duas espécies com os maiores percentuais de mudança para dominância são consideradas exóticas invasoras (TABELA 3).

De acordo com o grupo ecológico em relação à luminosidade, a maioria foi climática, apenas *Hovenia dulcis* e *Luehea divarica* foram pioneiras. Em relação à

saturação de hídrica, são predominantemente generalistas, com exceção de *Luehea divaricata*, que é preferencial.

TABELA 3 - Dominâncias absoluta (m²/ha) e relativa (%) de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécies	2001		2003		2006		2008		2010		2012		2014		TM
	DoA	DoR	DoA	DoR	DoA	DoR	DoA	DoR	DoA	DoR	DoA	DoR	DoA	DoR	
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	33,09	71,10	34,11	71,00	35,79	71,20	37,02	70,40	36,84	70,00	37,94	70,30	37,07	71,90	12
<i>Allophylus edulis</i>	1,84	3,90	1,96	4,10	2,10	4,20	2,32	4,40	2,36	4,50	2,40	4,50	2,34	4,60	27,4
<i>Schinus terebinthifolius</i>	3,27	7,00	3,26	6,80	3,03	6,00	3,13	6,00	3,06	5,80	2,91	5,40	2,12	4,10	-35
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	2,36	5,10	2,69	5,60	2,88	5,70	3,09	5,90	3,20	6,10	3,41	6,30	3,25	6,30	37,3
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	0,86	1,90	0,90	1,90	0,96	1,90	1,03	2,00	1,03	2,00	1,03	1,90	0,84	1,60	-2,4
<i>Guettarda uruguensis</i>	0,21	0,40	0,22	0,50	0,20	0,40	0,21	0,40	0,22	0,40	0,16	0,30	0,19	0,40	-10
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	1,56	3,30	1,07	2,20	1,02	2,00	0,93	1,80	0,84	1,60	0,64	1,20	0,30	0,60	-80
<i>Eugenia uniflora</i>	0,09	0,20	0,09	0,20	0,12	0,20	0,13	0,30	0,16	0,30	0,10	0,20	0,12	0,20	22,2
<i>Lithraea brasiliensis</i>	0,42	0,90	0,47	1,00	0,52	1,00	0,56	1,10	0,59	1,10	0,60	1,10	0,62	1,20	47,5
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,45	1,00	0,49	1,00	0,50	1,00	0,58	1,10	0,60	1,10	0,64	1,20	0,68	1,30	54,8
<i>Scutia buxifolia</i>	0,45	1,00	0,48	1,00	0,38	0,80	0,41	0,80	0,37	0,70	0,44	0,80	0,04	0,10	-91
<i>Casearia decandra</i>	0,03	0,10	0,03	0,10	0,03	0,10	0,05	0,10	0,06	0,10	0,05	0,10	0,06	0,10	200
<i>Machaerium brasiliense</i>	0,14	0,30	0,14	0,30	0,14	0,30	0,14	0,30	0,08	0,20	0,08	0,20	0,03	0,10	-85
<i>Hovenia dulcis</i>	0,23	0,50	0,33	0,70	0,47	0,90	0,58	1,10	0,64	1,20	0,75	1,40	0,86	1,70	273
<i>Ligustrum lucidum</i>	0,14	0,30	0,21	0,40	0,34	0,70	0,48	0,90	0,55	1,10	0,61	1,10	0,66	1,30	350
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0,03	0,10	0,03	0,10	0,04	0,10	0,04	0,10	0,06	0,10	0,05	0,10	0,06	0,10	100
<i>Machaerium stipitatum</i>	0,05	0,10	0,06	0,10	0,06	0,10	0,07	0,10	0,08	0,20	0,08	0,20	0,09	0,20	125
<i>Machaerium paraguayense</i>	0,28	0,60	0,28	0,60	0,30	0,60	0,31	0,60	0,32	0,60	0,33	0,60	0,34	0,70	23,1
<i>Myrciaria tenella</i>	0,09	0,20	0,09	0,20	0,09	0,20	0,08	0,20	0,08	0,20	0,08	0,20	0,07	0,10	-33
<i>Luehea divaricata</i>	0,71	1,50	0,83	1,70	0,98	2,00	1,13	2,10	1,20	2,30	1,31	2,40	1,45	2,80	108
<i>Dalbergia frutescens</i>	0,02	0,10	0,02	0,10	0,03	0,10	0,03	0,10	0,03	0,10	0,03	0,10	0,03	0,10	50
<i>Eugenia uruguayensis</i>	0,01	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,02	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0
<i>Inga marginata</i>	0,05	0,10	0,06	0,10	0,08	0,20	0,08	0,20	0,08	0,20	0,09	0,20	0,10	0,20	100
<i>Prunus myrtifolia</i>	0,02	0,10	0,02	0,10	0,03	0,10	0,03	0,10	0,03	0,10	0,03	0,10	0,03	0,10	50
<i>Calyptranthes concinna</i>	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0
<i>Vitex megapotamica</i>	0,10	0,20	0,10	0,20	0,10	0,20	0,10	0,20	0,07	0,10	0,08	0,10	0,08	0,20	-22
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	0,00	0,00	0,00	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0,01	0,00	0
<i>Myrcianthes gigantea</i>	0,05	0,05	0,05	0,06	0,05	0,06	0,06	0,10	0,06	0,10	0,06	0,10	0,06	0,10	20
<i>Trichilia elegans</i>	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,01	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	0,00	100
Total	46,56	100,0	48,03	100	50,27	100,0	52,63	100,0	52,65	100,0	53,96	100,0	51,52	100,0	10,6

(Legenda: DoA = dominância absoluta - N. Ind./ha; DoR = dominância relativa, %; TM = taxa de mudança (%) entre 2001 e 2014)

A densidade e a dominância apresentaram tendências diferentes de 2001 a 2014, porém, a redução da densidade não foi significativa ($F = 0,03$; $P = 0,8566$), assim como, o aumento da dominância ($F = 0,03$, $P = 0,8673$), embora verifica-se pequena redução em 2014 (FIGURA 2).

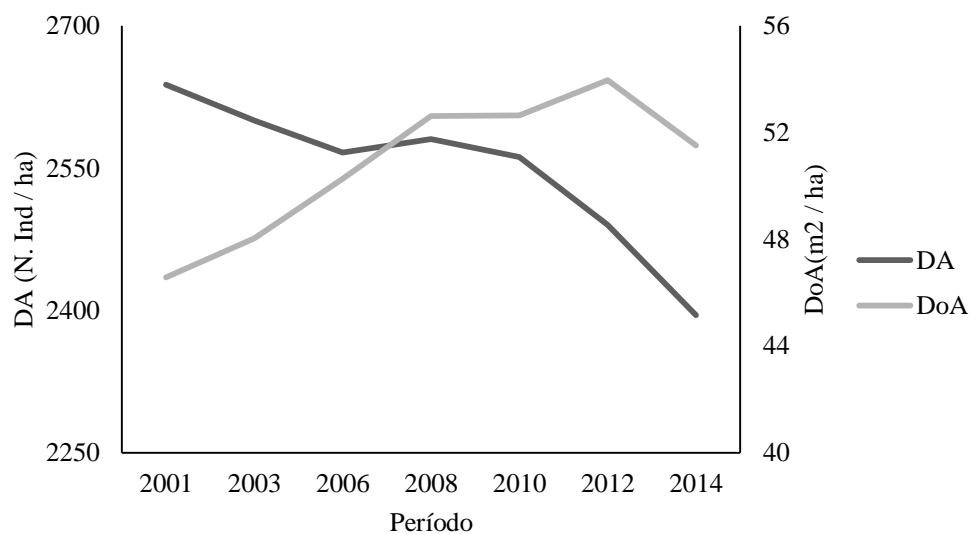


FIGURA 2 – Densidade e dominância absolutas de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Gymnanthes klotzschiana foi a única espécie com 100% de frequência absoluta, ocorrendo, portanto em todas as parcelas. Depois desta, *Allophylus edulis* possuiu valores absolutos superiores a 71% (TABELA 4), com aumento de sua representatividade na comunidade.

Gymnanthes klotzschiana obteve os maiores valores da porcentagem de cobertura, sendo sempre superiores a 67%, seguida por *Allophylus edulis*, com superiores a 5%, contribuindo juntas com 72% da cobertura. *Blepharocalyx salicifolius*, durante o início da amostragem, possuía o quarto maior valor, passando para o terceiro nas últimas amostragens. *Myrceugenia glaucescens* ocupava o quarto lugar, porém, está sendo desfavorecida na comunidade, posicionando-se em décimo lugar na última amostragem. Em situação semelhante encontra-se *Schinus terebinthifolius*, passando de terceiro maior percentual para quinto na última amostragem (TABELAS 5).

A espécie com maior percentual de importância foi *Gymnanthes klotzschiana*, com pouca variação ao longo do período, seguida por *Allophylus edulis*, contribuindo, juntas, com aproximadamente 54%, do total (TABELA 5).

TABELA 4 - Frequências absoluta e relativa (%) de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécie	2001		2003		2006		2008		2010		2012		2014	
	FA	FR	FA	FR	FA	FR	FA	FR	FA	FR	FA	FR	FA	FR
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	100,0	16,4	100,0	17,2	100,0	17,5	100,0	16,8	100,0	16,8	100,0	16,4	100,0	16,67
<i>Allophylus edulis</i>	71,4	11,7	76,2	13,1	71,4	12,5	76,2	12,8	76,2	12,8	81,0	13,3	81,0	13,49
<i>Schinus terebinthifolius</i>	52,4	8,6	42,9	7,4	33,3	5,8	33,3	5,6	38,1	6,4	33,3	5,5	28,6	4,76
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	33,3	5,5	33,3	5,7	33,3	5,8	33,3	5,6	33,3	5,6	42,9	7,0	42,9	7,14
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	61,9	10,2	61,9	10,7	61,9	10,8	61,9	10,4	61,9	10,4	61,9	10,2	61,9	10,32
<i>Guettarda uruguensis</i>	28,6	4,7	28,6	4,9	23,8	4,2	23,8	4,0	28,6	4,8	19,0	3,1	28,6	4,76
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	52,4	8,6	38,1	6,6	33,3	5,8	33,3	5,6	28,6	4,8	33,3	5,5	23,8	3,97
<i>Eugenia uniflora</i>	9,5	1,6	9,5	1,6	19,0	3,3	19,0	3,2	28,6	4,8	28,6	4,7	23,8	3,97
<i>Lithraea brasiliensis</i>	23,8	3,9	23,8	4,1	23,8	4,2	23,8	4,0	23,8	4,0	19,0	3,1	28,6	4,76
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	14,3	2,3	14,3	2,5	14,3	2,5	14,3	2,4	14,3	2,4	19,0	3,1	14,3	2,38
<i>Scutia buxifolia</i>	14,3	2,3	14,3	2,5	14,3	2,5	19,0	3,2	19,0	3,2	19,0	3,1	14,3	2,38
<i>Casearia decandra</i>	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,7	14,3	2,4	19,0	3,2	14,3	2,3	14,3	2,38
<i>Machaerium brasiliense</i>	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,7	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,59
<i>Hovenia dulcis</i>	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,7	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,59
<i>Ligustrum lucidum</i>	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,7	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,59
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,7	9,5	1,6	9,5	1,6	14,3	2,3	14,3	2,38
<i>Machaerium stipitatum</i>	14,3	2,3	14,3	2,5	14,3	2,5	14,3	2,4	14,3	2,4	14,3	2,3	14,3	2,38
<i>Machaerium paraguayense</i>	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,7	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,59
<i>Myrciaria tenella</i>	14,3	2,3	14,3	2,5	14,3	2,5	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,59
<i>Luehea divaricata</i>	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,7	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,59
<i>Dalbergia frutescens</i>	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,7	9,5	1,6	9,5	1,6	9,5	1,6	14,3	2,38
<i>Eugenia uruguayensis</i>	4,8	0,8	9,5	1,6	9,5	1,7	9,5	1,6	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,79
<i>Inga marginata</i>	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,79
<i>Prunus myrtifolia</i>	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,79
<i>Calyptranthes concinna</i>	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,79
<i>Vitex megapotamica</i>	9,5	1,6	4,8	0,8	4,8	0,8	9,5	1,6	4,8	0,8	9,5	1,6	9,5	1,59
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,79
<i>Myrcianthes gigantea</i>	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,8	4,8	0,79
<i>Trichilia elegans</i>	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	4,8	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0
Total	609,6	100,0	581,0	100,0	571,3	100,0	595,1	100,0	595,3	100,0	609,5	100,0	609,8	100

(Legenda: FA = frequência absoluta (%) e FR = frequência relativa (%))

Allophylus edulis possuiu aumento de aproximadamente 11% na porcentagem de importância, enquanto *Myrrhinium atropurpureum*, do mesmo grupo ecológico, praticamente, não apresentou alterações para estes parâmetros (3,5%). *Blepharocalyx salicifolius* ocupava o sexto lugar na primeira amostragem e passou para o quarto lugar na última amostragem, apresentando um aumento de 22%. *Eugenia uniflora* encontrava-se na 17ª colocação, passou para a nona posição na última amostragem, o que representa um aumento de 58% para este parâmetro. Por outro lado, *Myrceugenia glaucescens* que era a quinta colocada, passou para oitava, na última amostragem, apresentando uma redução da porcentagem de importância de 65%, assim como, *Schinus terebinthifolius* que era a terceira em importância e passou para quinto lugar, apresentando uma redução

de 41%. *Hovenia dulcis* e *Ligustrum lucidum* apresentaram aumento em porcentagem de cobertura (55% e 67%, respectivamente) e de importância (69% e 54%, respectivamente) (TABELA 5).

TABELA 5 - Porcentagem de Cobertura e de Importância (%) de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécies	PC							PI						
	2001	2003	2006	2008	2010	2012	2014	2001	2003	2006	2008	2010	2012	2014
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	67,6	67,9	68,0	67,7	67,1	67,9	68,7	50,5	51,0	51,1	50,7	50,3	50,8	51,3
<i>Allophylus edulis</i>	5,9	6,3	6,3	6,5	6,8	6,6	7,0	7,8	8,5	8,3	8,6	8,8	8,8	9,1
<i>Schinus terebinthifolius</i>	5,2	5,0	4,4	4,4	4,3	4,0	3,3	6,4	5,8	4,9	4,8	5,0	4,5	3,8
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	3,7	4,0	4,1	4,1	4,3	4,4	4,6	4,3	4,6	4,7	4,6	4,8	5,3	5,5
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	3,5	3,5	3,7	3,7	3,8	3,7	3,5	5,7	5,9	6,0	5,9	6,0	5,9	5,8
<i>Guettarda uruguensis</i>	1,2	1,3	1,2	1,1	1,2	1,0	1,1	2,4	2,5	2,2	2,1	2,4	1,7	2,3
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	3,8	2,7	2,4	2,1	1,8	1,6	1,0	5,4	4,0	3,6	3,3	2,8	2,9	1,9
<i>Eugenia uniflora</i>	0,5	0,5	0,6	0,6	0,8	0,7	0,9	0,8	0,9	1,5	1,5	2,1	2,0	1,9
<i>Lithraea brasiliensis</i>	1,0	1,0	1,1	1,1	1,1	1,1	1,2	2,0	2,1	2,1	2,1	2,1	1,8	2,4
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,9	1,0	1,0	1,0	1,0	1,1	1,2	1,4	1,5	1,5	1,5	1,5	1,8	1,6
<i>Scutia buxifolia</i>	0,9	0,9	0,8	0,9	0,8	0,8	0,2	1,4	1,4	1,3	1,6	1,6	1,6	1,0
<i>Casearia decandra</i>	0,2	0,2	0,2	0,3	0,4	0,3	0,4	0,7	0,7	0,7	1,0	1,4	1,0	1,0
<i>Machaerium brasiliense</i>	0,8	0,8	0,8	0,8	0,5	0,6	0,2	1,0	1,1	1,1	1,1	0,9	0,9	0,7
<i>Hovenia dulcis</i>	0,5	0,6	0,7	0,8	0,9	1,0	1,1	0,9	1,0	1,1	1,1	1,1	1,2	1,3
<i>Ligustrum lucidum</i>	0,3	0,4	0,6	0,7	0,8	0,9	0,9	0,7	0,8	1,0	1,0	1,1	1,1	1,2
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,3	0,5	0,7	0,8	0,8	0,7	0,8	1,0	1,1
<i>Machaerium stipitatum</i>	0,3	0,3	0,3	0,3	0,4	0,4	0,4	1,0	1,0	1,1	1,0	1,0	1,0	1,1
<i>Machaerium paraguayense</i>	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0
<i>Myrciaria tenella</i>	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,3	1,0	1,1	1,1	0,7	0,7	0,7	0,7
<i>Luehea divaricata</i>	0,9	1,0	1,2	1,3	1,3	1,4	1,6	1,1	1,2	1,3	1,4	1,4	1,5	1,6
<i>Dalbergia frutescens</i>	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	0,7	1,0
<i>Eugenia uruguayensis</i>	0,1	0,2	0,2	0,2	0,1	0,1	0,1	0,3	0,7	0,7	0,7	0,3	0,3	0,3
<i>Inga marginata</i>	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
<i>Prunus myrtifolia</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,4
<i>Calyptanthes concinna</i>	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
<i>Vitex megapotamica</i>	0,4	0,4	0,4	0,4	0,3	0,3	0,3	0,8	0,5	0,5	0,8	0,4	0,7	0,7
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	0,0	0,0	0,1	0,1	0,1	0,1	0,1	0,0	0,0	0,3	0,3	0,3	0,3	0,3
<i>Myrcianthes gigantea</i>	0,1	0,1	0,2	0,2	0,2	0,2	0,2	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4	0,4
<i>Trichilia elegans</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	0,1	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0	100,0

(Legenda: PC = porcentagem de cobertura, % e PI = porcentagem de importância, %)

Hovenia dulcis, *Luehea divaricata* e *Ligustrum lucidum* obtiveram as maiores médias do incremento periódico e, *Ligustrum lucidum*, *Hovenia dulcis* e *Luehea divaricata*, os maiores valores médios para o incremento anual, porém a diferença entre os valores observados durante o primeiro e o último período não foi significativa (F =

1,82, P = 0,1837) (TABELA 6).

TABELA 6 - Incremento periódico médio (cm) por espécie e por ano de amostragem de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécies	Incremento Periódico						IMA
	2003	2006	2008	2010	2012	2014	
<i>Ligustrum lucidum</i>	3,2786	4,0585	4,0425	1,9099	1,3210	1,0823	1,1209
<i>Hovenia dulcis</i>	2,2176	2,6632	2,1115	0,9974	1,7083	1,5385	0,8026
<i>Luehea divaricata</i>	1,6632	1,7985	1,6791	0,7719	1,2096	1,3926	0,6082
<i>Inga marginata</i>	1,0823	1,6234	0,6366	0,1592	0,7958	0,6366	0,3524
<i>Lithraea brasiliensis</i>	0,7533	0,5942	0,5464	0,3926	0,1220	0,2387	0,1891
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	0,5133	0,0756	0,9151	0,2109	0,3860	0,3820	0,1774
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	0,5107	0,4775	0,4484	0,1827	0,5190	0,2519	0,1707
<i>Casearia decandra</i>	0,3024	0,3979	0,6525	-0,1273	0,3342	0,2865	0,1319
<i>Machaerium stipitatum</i>	0,1804	0,1485	0,3501	0,4138	0,2122	0,4244	0,1235
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0,5525	0,4320	0,2160	0,1046	0,0546	0,2888	0,1178
<i>Allophylus edulis</i>	0,2353	0,2221	0,4560	0,1066	0,1938	0,1855	0,1000
<i>Prunus myrtifolia</i>	0,5093	0,4456	0,1592	0,0637	0,0318	0,0318	0,0887
<i>Dalbergia frutescens</i>	0,0159	0,4297	0,4138	0,2228	0,0796	0,0637	0,0875
<i>Eugenia uniflora</i>	0,2546	0,3501	0,3501	0,0000	0,1273	0,1114	0,0853
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	0,3188	0,3001	0,1691	0,0575	0,1178	0,2038	0,0834
<i>Machaerium paraguariense</i>	0,1273	0,1910	0,1846	0,1464	0,1974	0,0509	0,0641
<i>Myrcianthes gigantea</i>	0,0796	0,2069	0,2865	0,1910	-0,1910	0,2706	0,0603
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0,0955	-0,7321	1,1698	0,0477	0,1273	0,0796	0,0563
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	0,1167	0,2546	0,1344	0,1379	-0,0389	0,0920	0,0498
<i>Myrrhimum atropurpureum</i>	0,1600	0,2069	0,0637	0,1131	-0,0017	0,1022	0,0460
<i>Eugenia uruguayensis</i>	0,5411	0,0000	-0,2865	0,0637	0,1910	0,0955	0,0432
<i>Guettarda uruguensis</i>	0,1082	0,1655	0,1560	-0,0255	-0,0032	0,0891	0,0350
<i>Calyptanthus concinna</i>	0,1273	0,1910	-0,1273	0,1273	0,0000	-0,0318	0,0205
<i>Vitex megapotamica</i>	0,0000	0,0000	0,0000	0,0796	0,1432	0,0000	0,0159
<i>Myrciaria tenella</i>	0,0023	0,0114	-0,0023	0,0455	0,1478	-0,1023	0,0073
<i>Machaerium brasiliense</i>	0,0955	0,0000	0,0000	0,0159	-0,1114	0,0637	0,0046
<i>Scutia buxifolia</i>	0,0000	0,2122	-0,2122	0,0212	-0,0318	-0,0318	-0,0030
Total	0,2683	0,3341	0,2506	0,1059	0,1711	0,2174	0,0962

(Legenda: IPM = incremento periódico médio (cm) e IMA = incremento médio anual (cm))

Grupos ecológicos

Não foi proporcional a distribuição das espécies e indivíduos por grupos ecológicos relacionado à luminosidade e a saturação hídrica. De acordo com o grupo ecológico relacionado à luminosidade, a maioria das espécies é clímax exigentes de luz

(43%), seguida pelas clímax tolerantes à sombra (37%) e pioneiras (20%). Porém, a maioria dos indivíduos pertence às pioneiras (69%), seguido pelas clímax tolerantes à sombra (16%) e clímax exigentes de luz (14%). No caso do grupo relacionado à tolerância à saturação hídrica, verificou-se que a maioria das espécies é generalista (70%) e que a maioria dos indivíduos é preferencial (80%) (TABELA 7; FIGURA 3).

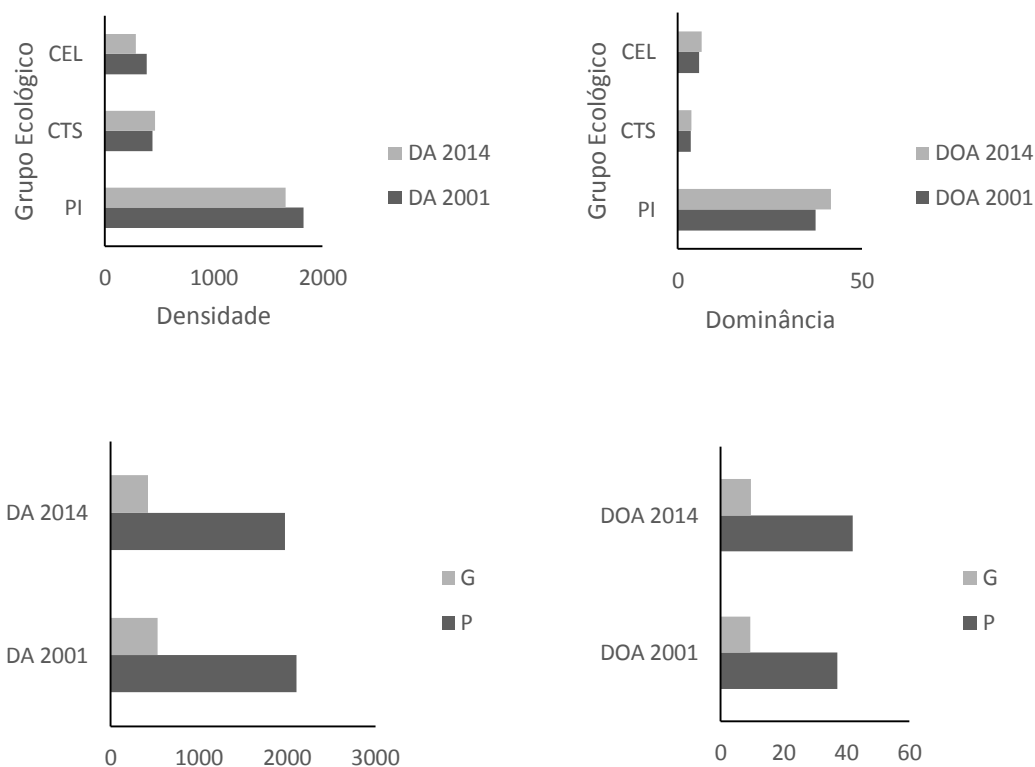
Os parâmetros fitossociológicos possuíam relação com os grupos ecológicos relacionado à luminosidade e à saturação hídrica, onde as clímax se diferenciaram das pioneiras e, as preferenciais das generalistas. Devido o número de indivíduos, as pioneiras e as preferenciais destacaram-se em relação as climácicas e generalistas, respectivamente. O grupo ecológico relacionado à luminosidade possuiu relação estatística com a densidade ($F = 5,09$; $P = 0,0078$), com a dominância ($F = 14,66$; $P = 0,0001$) e com o incremento ($F = 3,58$; $P = 0,0284$), conforme Tukey (95%), os valores obtidos para as climax tolerantes a sombra foram idênticos aos das clímax exigentes de luz, porém, diferentes, das pioneiras. O grupo ecológico relacionado à saturação hídrica, variou com a dominância ($F = 5,26$; $P = 0,0255$), com a densidade ($F = 6,73$; $P = 0,012$) e incremento ($F = 20,89$; $P = 0,000$), conforme Tukey (95%), os valores obtidos para as preferenciais foram diferentes, das generalistas. (TABELA 7; FIGURA 3).

TABELA 7 - Grupo ecológico, densidade e dominância absolutas e relativas em 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

GL	2001		2014		2001		2014		2001 - 2014
	DA	DR	DA	DR	DoA	DoR	DoA	DoR	I
PI	1823,9	69,1	1657,1	69,2	37,41	80,3	41,58	80,7	53,3522
CTS	433,4	16,5	457,2	19,1	3,43	7,5	3,58	6,9	7,7864
CEL	381	14,6	281	11,8	5,74	12,25	6,36	12,5	11,7261
P	2109,6	80	1976,1	82,5	37,18	79,9	41,95	81,4	56,643
G	528,7	20,2	419,2	17,6	9,4	20,15	9,57	18,7	16,2215
Total	2638,1	100	2395,2	100	46,56	100	51,52	100	145,7292

(Legenda: GL = grupo ecológico relacionado à luz, GA = grupo ecológico relacionado à água, PI = pioneira, CEL = clímax exigente de luz, CTS = clímax tolerante à sombra, P = preferencial, G = generalista, DAP = diâmetro à altura do peito, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA = dominância absoluta, DoR = dominância relativa, I = incremento acumulado)

Gymnanthes klotzschiana e *Schinus terebinthifolius* foram principais no grupo das pioneiras; *Allophylus edulis*, *Myrrhinium atropurpureum* e *Eugenia uniflora*, das clímax tolerante à sombra e, *Blepharocalyx salicifolius*, *Myrceugenia glaucescens* e *Guettarda uruguensis*, das clímax exigente de luz.



(Legenda: GL = grupo ecológico relacionado à luz, GA = grupo ecológico relacionado à água, PI = pioneira, CEL = clímax exigente de luz, CTS = clímax tolerante à sombra, P = preferencial, G = generalista, DAP = diâmetro à altura do peito, DA = densidade absoluta, DR = densidade relativa, DoA=dominância absoluta, DoR=dominância relativa, I = incremento acumulado)

FIGURA 3 – Densidade e dominância absolutas por grupos ecológico em 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Recrutamento e mortalidade

Observou-se que, de 2001 a 2014, a mortalidade foi superior ao recrutamento (41%) ($K = 1,9467$; $P = 0,001$) (TABELA 8).

Gymnanthes klotzschiana (27%), *Allophylus edulis* (23%) e *Eugenia uniflora* (14%) apresentaram o maior número médio de indivíduos recrutando e, *Gymnanthes klotzschiana* (26%) e *Myrceugenia glaucescens* (22%) apresentaram os maiores valores para a mortalidade (TABELA 8).

Eugenia uniflora (8%) e *Casearia decandra* (6%) obtiveram a maior proporção do recrutamento total em relação à densidade. No caso da mortalidade, *Eugenia uruguayensis* (18%), seguida por *Machaerium brasiliense* (14%) e *Myrceugenia glaucescens* (11%) possuíram a maior relação com a densidade (TABELA 8).

TABELA 8 - Recrutamento e mortalidade no período de 2001 a 2014 e proporção em relação à densidade de 2001 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécie	R (N. Ind. / ha)	M (N. Ind. / ha)	R / DA 2001 (%)	M / DA 2001 (%)
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	18	44	0	0
<i>Allophylus edulis</i>	14	4	0	0
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0	6		1
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	4	1	0	0
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	1	6	0	0
<i>Guettarda uruguayensis</i>	3	2	0	0
<i>Myrceugenia glaucescens</i>	1	18	0	2
<i>Eugenia uniflora</i>	8	2	2	0
<i>Scutia buxifolia</i>	1	3	0	2
<i>Casearia decandra</i>	3	1	1	0
<i>Machaerium brasiliense</i>	0	5		3
<i>Ligustrum lucidum</i>	1	0	1	
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	2	1	1	1
<i>Myrciaria tenella</i>	0	1		1
<i>Eugenia uruguayensis</i>	1	3	1	4
<i>Vitex megapotamica</i>	0	1		1
<i>Xylosma pseudosalzmannii</i>	1	0		
<i>Trichilia elegans</i>	0	1		
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	1	1		
Total (N. Ind. / ha)	59	101		

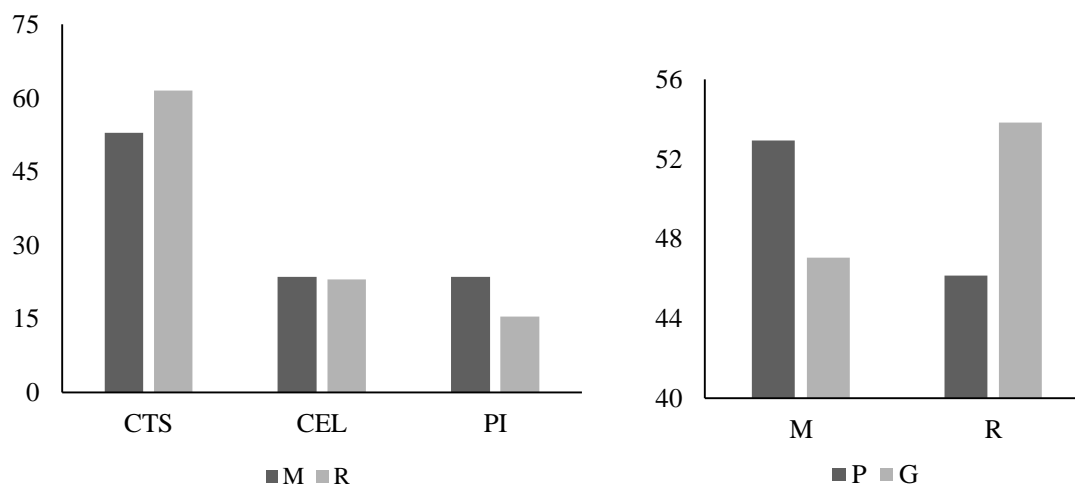
(Legenda: R = regeneração; M = mortalidade e DA = densidade absoluta)

Considerando as 29 espécies observadas, 13 (45%) apresentaram recrutamento, com base no grupo ecológico relacionado à luminosidade, 8 (62%) clímax tolerante à sombra, 4 (31%) clímax exigente de luz e 2 (15%) pioneiras e, à saturação hídrica, 7 (54%) generalista e 6 (46%) preferencial. No caso da mortalidade 17 (60%) espécies,

sendo que, 9 (53%) clímax tolerante à sombra, 4 (24%) eram clímax exigente de luz e 4 (24%) pioneiras e, 9 (53%) generalistas e 8 (47%) preferenciais (FIGURA 4).

Ao todo, 167 indivíduos foram recrutados, sendo 102 (60%) de espécies clímax tolerante à sombra, 49 (29%) de pioneiras e 18 (11%) de clímax exigente de luz e, 99 (59%) preferenciais e 70 (41%) generalistas e, 292 indivíduos mortos, destes, 162 (55%) de espécies pioneiras, 68 (23%) de clímax tolerante a sombra e 62 (21%) clímax exigente de luz e, 190 (65%) preferenciais e 101 (35%) generalistas (FIGURA 4).

Considerando o grupo ecológico relacionado à luminosidade, o recrutamento foi superior a mortalidade nas clímax tolerante à sombra (62% e 53%, respectivamente), proporcional nas clímax exigente de luz (23% e 24%, respectivamente) e inferior nas pioneiras (15% e 24%), porém, não houve diferença estatística entre os grupos para a mortalidade ($F = 1,33$; $P = 0,2984$) e para o recrutamento ($F = 0,73$; $P = 0,5095$). Em relação à saturação hídrica, a maioria dos indivíduos recrutados foram generalistas (54%) ($F = 0,00$; $P = 0,9602$) e mortos, preferenciais (53%) ($F = 0,37$; $P = 0,5529$), não ocorrendo diferença estatística entre os grupos (FIGURA 4).



(Legenda: GL = grupo ecológico relacionado à luz, GA = grupo ecológico relacionado à água, PI = pioneira, CEL = clímax exigente de luz, CTS = clímax tolerante à sombra, P = preferencial, G = generalista, M = mortalidade, R = recrutamento)

FIGURA 4 - Recrutamento e mortalidade no período de 2001 a 2014 por grupo ecológico de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Dinamica do estrato arbóreo relacionada à altura do lençol freático

Conforme o agrupamento das parcelas, considerando uma distância euclidiana de 20%, verificaram-se três níveis de altura do lençol freático, sendo profundo (parcelas 1, 2, 3 e 7), com amplitude de 87 cm a 94 cm, intermediário (4, 5, 6, 10, 13, 14, 17 e 21), com amplitude de 58 cm a 73 cm, e superficial (8, 9, 11, 12, 15, 16, 18, 19, 20), com amplitude de 17 cm a 51 cm, resultando em valores médios de 90 cm, 67 cm e 41 cm, respectivamente. A variação das médias das parcelas com base na altura do lençol freático foi de 7 cm no profundo, de 15 cm no intermediário e de 34 no superficial (FIGURA 5).

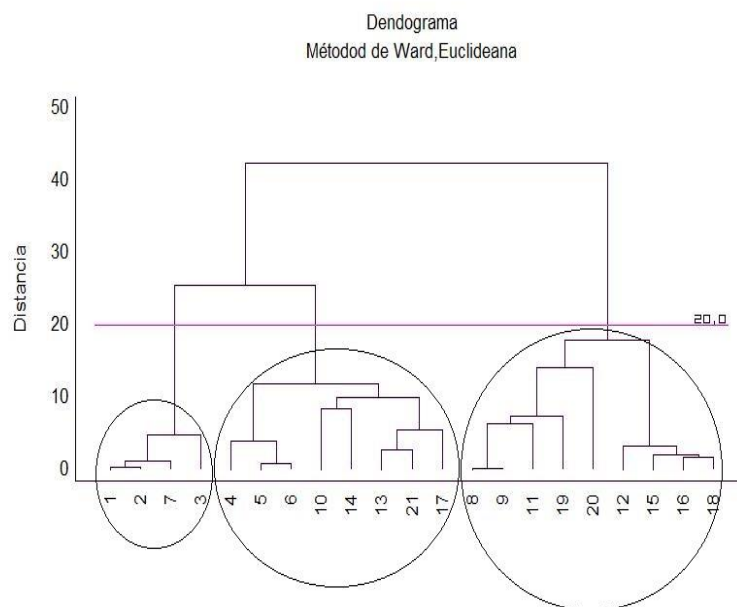


FIGURA 5 - Agrupamento das parcelas com base na altura do lençol freático de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial do Sul do Brasil

A densidade ($F = 0,74$; $P = 0,4857$), dominância ($F = 2,7$; $P = 0,0799$) e incremento ($F = 0,39$; $P = 0,6805$) não apresentaram diferenças significativas nos três níveis de altura do lençol freático, segundo o teste de Tukey (95%), o profundo, o superficial e o intermediário não diferiram entre si (TABELA 9).

TABELA 9 – Parâmetros fitossociológicos por altura do lençol freático, de uma floresta aluvial no Sul do Brasil, quatorze anos após vazamento de óleo

Lençol Freático	DA (N. Ind. / ha)		DoA (m ² / ha)		IA
	2001	2014	2001	2014	2001 e 2014
Profundo	475	430	10,31	11,7	13,5772
Intermediário	965	845	16,37	17,48	27,5975
Superficial	1215	1130	18,52	20,58	31,69

(Legenda: DA = densidade absoluta, DoA = dominância absoluta, IA = incremento acumulado)

O recrutamento ($F = 0,29$; $P = 0,7502$) e a mortalidade ($F = 2,73$; $P = 0,1133$) não apresentaram diferenças estatísticas entre as alturas do lençol freático (TABELA 10).

TABELA 10 – Recrutamento (R) e mortalidade (M) por altura do lençol freático de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Lençol Freático	2003		2006		2008		2010		2012		2014		Total	
	R	M	R	M	R	M	R	M	R	M	R	M	R	M
Profundo	5	11	0	11	5	5	16	16	0	11	5	16	32	70
Intermediário	5	16	11	11	11	5	16	26	0	13	18	47	60	118
Superficial	9	19	5	12	7	7	23	19	7	14	23	33	75	104
Total	19	46	16	34	23	17	55	61	7	38	46	96	167	292

DISCUSSÃO

Composição Florística

Durante 2001 e 2014, a Floresta Ombrófila Mista Aluvial estudada manteve-se com *Gymnanthes klotzschiana*, dominante no dossel e *Allophylus edulis*, nos estratos inferiores e, apresentou alternância de importância, favorecendo *Blepharocalix salicifolius* e *Eugenia uniflora*, em detrimento de *Myrciaria tenella*, *Myrceugenia galuscescens* e *Schinus terebinthifolius*. O número de espécies, gêneros e famílias variou pouco durante o período. Espécies raras na amostragem como, *Trichillia elegans* e *Syagrus romanzoffiana* constaram na amostragem nos períodos iniciais e *Xylosma pseudosalzmannii*, nos finais.

A espécie mais relevante na comunidade foi *Gymnanthes klotzschiana* (Euphorbiaceae), comum no estrato superior da Floresta Ombrófila Mista Aluvial, no Planalto Meridional Brasileiro (IBGE, 2012; BARDDAL, 2004; CARVALHO, 2009; NETO, 2011), resultante de uma hidrossere (KUNIYOSHI, 1994), caracterizada pelas limitações impostas pelos pulsos de inundação frequente, gerando um ambiente anóxico ou hipóxico, que neste caso, é o principal fator que atua na seleção natural das espécies (IVANAUSKAS *et al.*, 1997). Como estratégia de adaptação desenvolveu lenticelas hipertrofiadas, raízes adventícias e aerênquima (KOLB *et al.*, 1998), o que explica sua frequente condição de dominância neste ambiente (BARDDAL, 2006; CURCIO *et al.* 2007), constituindo de 60 a 80% dos indivíduos do dossel (SMITH *et al.*, 1988; REITZ *et al.* 1983).

Comunidades monoespecíficas é comum destes ambientes aluviais, onde uma única espécie de árvore ocorre em grande número, dominando o dossel (NASCIMENTO *et al.*, 2015; CONNELL; LOWMAN, 1984) e, possui densidade e dominância relativas entre 50 e 100% (CONNELL; LOWMAN, 1989). As comunidades monodominantes verificadas em ambientes estressantes (NASCIMENTO; NUNES da CUNHA, 1989), exclusivas de áreas alagáveis ou onde os solos são restritivos (NASCIMENTO *et al.*,

2015), são condicionadas por vários mecanismos ecológicos (TORTI *et al.*, 2001; NASCIMENTO; VILLELA, 2010). No Brasil, estes ambientes dominados por uma única espécie encontram-se em diversas regiões do País, como no Pantanal Mato-Grossense (ARIEIRA; NUNES da CUNHA, 2012; ARIEIRA; NUNES da CUNHA, 2006), nas florestas aluviais do Planalto Meridional (BARDDAL *et al.* 2004, CARVALHO *et al.*, 2009; CURCIO *et al.* 2007; KLEIN; HATSCHBACH, 1962) e nas zonas úmidas costeiras do estado do Paraná (GALVÃO *et al.* 1989).

A diversidade baixa, quando comparada com ambientes méxicos, é uma das características das florestas aluviais (LOBO; JOLY, 2000; WHITTAKER, 1972), em decorrência da sua condição extrema, decorrente dos pulsos de inundações periódicos. Esta condição abiótica, conjugadas a fatores históricos, condicionam um tipo peculiar de vegetação (MARTINS; SANTOS, 2015) e a sua dinâmica. Devido à limitação de recursos, o crescimento e a habilidade competitiva são afetados para algumas espécies (KEDDY *et al.*, 2002; BROOKER, 2006). Neste contexto, espécies competidoras mais eficientes podem reduzir a riqueza e a diversidade, uma vez que tem capacidade de ocupar o espaço rapidamente, indisponibilizando-o para as demais, podendo gerar perda local de espécies (BROOKER, 2006).

Por outro lado, a presença das espécies raras, com baixos valores fitossociológicos, contribuíram com o aumento da riqueza e da diversidade, como *Myrcianthes gigantea*, *Xylosma pseudosalzmannii*, *Prunus myrtifolia*, *Inga marginata* e *Eugenia uruguaiensis*, são tolerantes à hidromorfia mas, possuem adaptação limitada (BARDDAL *et al.*, 2004). Porém, populações pequenas têm menores chances de sobrevivência, devido à redução da variabilidade genética e a maior probabilidade de cruzamento entre indivíduos aparentados, expondo genes deletérios ou genes que reduzem a sobrevivência dos indivíduos (MATHIES *et al.*, 2004).

O Diagrama de Whittaker evidenciou o caráter monodominante. A comparação de medidas de diversidade é uma maneira de representar a distribuição da abundância relativa no espaço e no tempo (MARTINS; SANTOS, 2015), onde, a biodiversidade pode ser entendida como um parâmetro da estrutura da comunidade (MARTINS, 1990).

Estrutura

Ao longo do período de estudos, a estrutura da floresta, de acordo com os parâmetros estimados de densidade e dominância, da mesma forma que as porcentagens de cobertura e de importância, se manteve sem alterações significativas e refletiram o predomínio de uma única espécie, confirmando o carácter monodominante.

Os valores dos parâmetros fitossociológicos de *Gymnanthes klotzschiana* mantiveram-se em estabilidade, devido ao seu grande número de indivíduos dominando o dossel, imprime na comunidade o carácter monodominante (NASCIMENTO *et al.*, 2015; CONNELL; LOWMAN, 1989). *Allophylus edulis* foi mais abundante nos estratos inferiores. As espécies que se apresentam como sendo as mais comuns em qualquer floresta tropical, devem ser as mais adaptadas ao regime de perturbação que prevalece no ambiente onde ocorrem (DENSLOW, 1980; HARTSHORN, 1980).

Blepharocalyx salicifolius e *Eugenia uniflora* apresentaram os maiores valores para taxa de mudança da densidade, indicando que as mesmas encontram condições favoráveis nesta fase sucessional.

As reduções significativas de densidade e dominância de *Myrceugenia glaucescens* refletiram na redução da porcentagem de cobertura e de importância. Possuía valores significativos durante as primeiras amostragens (BARDDAL *et al.*, 2004) e bem distribuída em todos os estratos da floresta (CARVALHO *et al.* 2009), porém, com o passar do tempo, perdeu importância (NETO, 2011). *Schinus terebinthifolius*, que é abundante na orla dos capões e florestas aluviais (NETO, 2011; CURCIO *et al.* 2007, BARDDAL, 2002; REITZ *et al.*, 1983), seguiu esta tendência. A redução da densidade de indivíduos de uma população, decorrente de uma mortalidade superior ao recrutamento, permite o aumento da densidade de outras espécies na comunidade, alterando as relações de abundância entre elas (CORRÊA *et al.*, 2015). A taxa de mudança de densidade e dominância negativas das mesmas, permite inferir que, com o avanço sucessional, tendem sair desta comunidade. *Schinus terebinthifolius*, por ser pioneira, cumpriu com a sua função enquanto colonizadora de ambientes (CORLETT, 1995) e, *Myrceugenia glaucescens*, menos competitiva que outras espécies clímax.

A taxa de mudança demonstrou que ocorreu investimento em dominância e equilíbrio da densidade, caracterizando a atual tendência sucessional, resultado esperado diante de um processo de sucessão (FINEGAN; CAMACHO, 1999; LEWIS *et al.*, 2004). Em um estudo de dinâmica, realizado na região sudeste do Paraná, em uma Floresta Ombrófila Mista Montana, comparou duas amostragens no mesmo remanescente (primeira em 1979 e a segunda em 2000) e, também, verificou aumento da dominância em relação à densidade (21% e 15%, respectivamente) (SCHAAF *et al.*, 2006). Em um trabalho de 16 anos desenvolvido no litoral do estado do Paraná, o investimento em dominância foi superior nos locais onde não ocorria inundação (MARQUES *et al.*, 2009).

Hovenia dulcis e *Ligustrum lucidum* que são exóticas invasoras (ZILLER, 2000), apesar da baixa densidade, em função da dominância, apresentaram aumento em porcentagem de cobertura e de importância (BARDDAL *et al.*, 2004; KANIESKI, 2013; NETO, 2011).

Hovenia dulcis, nativa do Japão, da Coreia e da China (CARVALHO, 1994), preferencial de locais com grande intensidade de luz e de solos arenosos até argilosos úmidos (HYUN *et al.*, 2009). *Ligustrum lucidum*, originária da China (ARAGÓN, GROOM, 2003), ocupa os estratos inferiores das florestas e torna-se dominante caso não seja controlado (HOWELL, 2008), podendo formar densos estratos monoespecíficos na borda da floresta e invadir áreas naturais, como as florestas aluviais (BATCHER, 2000), devido às características autoecológicas, foi considerada como sendo clímax exigente de luz.

O estabelecimento destas duas espécies decorre de distúrbios naturais ou antrópicos que antecede ao evento de derramamento de óleo ocorrido em 2000. Embora sejam invasoras, possivelmente, a restrição hídrica e o sombreamento, impedem o investimento em densidade, impedindo no avanço no local.

Grupos Ecológicos, Recrutamento e Mortalidade

A monodominância foi evidenciada através dos grupos ecológicos, onde a maioria dos indivíduos, típica de uma única espécie, foi pioneira, em relação à luminosidade e preferencial, à saturação hídrica, como consequência, estes dois grupos, obtiveram os

maiores valores para os parâmetros fitossociológicos, em relação as climácicas e generalistas.

De acordo com os valores verificados de densidade e de dominância para *Gymnanthes klotzschiana*, o seu domínio que defini o atual estágio sucessional, irá continuar. Embora não se tenham registros do histórico, possivelmente, anterior a este estágio, a área de estudos era ocupada por espécies herbáceas pioneiras, sociologicamente simples, como *Cyperus* spp. e *Typha* sp.. Com o tempo, estes grupos, gradativamente, foram sendo substituídos por plantas lenhosas pioneiras caracterizadas quase que exclusivamente por uma única espécie, constituindo uma hidrossere (KUNIYOSHI, 1994).

Por outro lado, as clímax tolerante à sombra obtiveram maior recrutamento, podendo sinalizar, o princípio de uma nova etapa sucessional, onde as pioneiras, tendem a declinar no ecossistema. A mortalidade de *Gymnanthes klotzschiana*, superior ao seu recrutamento, também reforça está análise, porém, ainda apresenta altos valores para todos os parâmetros fitossociológicos e, que se mantiveram no período (BARDAL *et al.*, 2004; CARVALHO *et al.*, 2009; NETO, 2011;), refletindo o seu equilíbrio dinâmico (ODUM, 1986).

Observou-se em um estudo de dendrocronologia, na mesma área de estudo, que a faixa de sobreposição de idades dos indivíduos de *Gymnanthes klotzschiana*, entre os estratos, era pequena (4 anos), o que indicaria que o processo de recrutamento acontecia de maneira continuada (LONGHI-SANTOS, 2013), sendo reflexo da estratégia de frutificação abundante da planta (BARDDAL, 2002). Devido à amplitude das idades (16 a 43 anos), constatou-se que os indivíduos não eram recrutados todos em um mesmo período, assim, mesmo tratando-se de pioneira, independia do distúrbio (BARDDAL, 2002).

A redução da abundância de espécies comuns pode favorecer, com o tempo, a diversidade devido ao aumento de espécies raras, tornando a área mais heteroespecífica, modificando a estrutura das comunidades (CORRÊA *et al.*, 2015). Da mesma forma, a mortalidade propicia a abertura de espaço, possibilitando a entrada de novos indivíduos de uma determinada espécie (WILLS *et al.*, 2006), podendo ocorrer, eventualmente, o

desaparecimento de uma determinada espécie (AYYAPPAN; PARTHASARATHY, 2004), contribuindo para um estágio sucessional mais avançado em relação ao atual.

De um modo geral, a mortalidade, relacionada a fatores exógenos ou endógenos (VEBLEN, 1992; BROKAW; WALKER, 1991), foi superior ao recrutamento, possivelmente, esteja relacionada aos pulsos de inundação periódicos (DAMASCENO JÚNIOR *et al.*, 2004; GUIMARÃES *et al.*, 2008), atuando na seleção natural das espécies, com tolerância distinta frente a essa situação (IVANAUSKA *et al.* 1996). Marques *et al.* (2009) verificaram que não ocorreu balanço entre o recrutamento e a mortalidade que, foi superior nos locais com inundação.

Gymnanthes klotzschiana e *Allophylus edulis*, mais densas e dominantes, apresentaram a maior mortalidade e recrutamento, esta dinâmica é um mecanismo de controle destes parâmetros, contribuindo para o equilíbrio das espécies na comunidade. O balanço entre recrutamento e mortalidade varia de acordo com a tipologia e com o distúrbio, não sendo, portanto, uniformemente distribuídos no espaço e no tempo (ROLIM *et al.*, 1999). Desta forma, a estrutura da floresta segue um padrão, onde a densidade, a dominância e o número de espécies flutuando em torno de um número médio, ao longo do tempo (EBLING *et al.*, 2014). Os distúrbios e as taxas de mortalidade relacionam-se à densidade e influenciam a dominância da comunidade (DESLOW, 1987).

Relações da dinâmica com a altura do lençol freático

A altura do lençol freático superficial em relação ao profundo e ao intermediário, encontra-se mais próximo da bacia de inundação e mais distante em relação ao rio Barigüi (BARDDAL *et al.*, 2004), o profundo é o que mais se aproxima, podendo ser considerado como a altura mais próxima do original, antes das iniciativas para contenção do óleo. Após esta intervenção, o grupo com lençol freático superficial e intermediário tornaram-se mais próximo da superfície e a drenagem da área, após as chuvas, mais dificultada pela construção dos diques, mantendo por mais tempo a condição de saturação (LONGHI-SANTOS, 2013).

Apesar disto, a variação da altura do lençol freático não interferiu no desenvolvimento dos indivíduos, pois a dinâmica entre o recrutamento e a mortalidade e incremento não apresentou diferenças significativas. Observa-se que a tendência nas três alturas do lençol freático segue a mesma da comunidade, ou seja, a densidade tende ao declínio e a dominância ao aumento, mantendo a dinâmica desta planície.

O contrário foi verificado em outros estudos realizados no mesmo local, alegando o efeito dos impactos descritos sobre a vegetação decorrente da construção do dique para descontaminação da área, por ocasionar respostas na estrutura anatômica da madeira de *Gymnanthes klotzschiana* (KANIESKI, 2013).

Embora os ambientes fluviais sejam heterogêneos, decorrentes de variações geológicas, geomorfológicas e pedológicas (CURCIO, 2006; RODRIGUES, 1992; MANTOVANI, 1989), atrelados ao grau de inundação, à sua recorrência e ao tempo de permanência e regime pluviométrico da região, determinando a composição florística e estrutura (BRINSON, 1990; MANTOVANI, 1989; IVANAUSKA *et al.* 1996), conclui-se que a comunidade foi resiliente, se verificando um mesmo padrão sucessional na planície de inundação estudada, apresentando uma dinâmica semelhante, independente da variação da altura do lençol freático.

CONCLUSÕES

A Floresta Ombrófila Mista Aluvial estudada é monodominante devido ao predomínio no dossel de *Gymnanthes klotzschiana*, pioneira, representando a floresta em estrutura e, *Allophylus edulis* que é clímax, segunda em importância, sendo as mais ajustadas às condições ambientais impostas.

Devido ao domínio de uma única espécie, presença de pioneiras e preferenciais a comunidade encontra-se em estágio inicial de sucessão, decorrente de uma subseleção. A alta mortalidade destas espécies, favorecendo o maior recrutamento das clímax tolerante de sombra, sinaliza uma tendência de avanço no processo sucessional. A estabilização à redução da densidade e o aumento da dominância, embora não tenha sido significativo, reforçam esta tendência.

A alternância da importância, também, faz parte do processo sucessional, onde determinadas espécies saem da comunidade, como *Myrceugenia glaucescens*, *Schinus terebinthifolius*, favorecendo a entrada de outras, como *Blepharocalyx salicifolius*, *Eugenia uniflora*.

Até o momento, a presença das exóticas invasoras, como *Hovenia dulcis* (pioneira), *Ligustrum lucidum* (clímax exigente de luz), não tem alterado a dinâmica da vegetação. São favorecidas em dominância e incremento, mas a densidade é baixa. Apesar da alta adaptabilidade destas espécies, o sombreamento e a saturação hídrica dificultam sua dispersão.

A variação da altura do lençol freático não influencia a dinâmica da floresta, os três níveis seguem a tendência da comunidade que se encontra com a densidade estável e investindo em dominância.

O estudo permitiu avaliar alterações na estrutura da vegetação ao longo de quatorze anos, em diferentes alturas do lençol freático em uma planície de inundação. Os resultados observados são consequência da estratégia utilizada pela comunidade para se adaptar a um ambiente restritivo que sofreu alterações para a contenção do óleo, reestabelecendo sua dinâmica para continuação do seu processo. Os resultados obtidos poderão, portanto, ser estendidos para uma ampla e significativa região, servindo de base para futuros estudos.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ARIEIRA, J.; CUNHA, C. N. Population structure of cambará (*Vochysia divergens* Pohl, Vochysiaceae), monodominant species in floodable forest in the Pantanal Mato-Grossense). **Oecologia Australis**, v. 16, n. 4, p. 819 - 831, 2012.
- ARIEIRA, J.; CUNHA, C. N. Fitossociologia de uma floresta inundável monodominante de *Vochysia divergens* Pohl (Vochysiaceae), no Pantanal Norte, MT, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 20, n. 3, p. 569 - 580, 2006.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP III. An update of the Angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Annals of the Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105 - 121, 2009.
- AYYAPPAN, N; PARTHASARATHY, N. Short-term changes in tree populations in a tropical evergreen forest at Varagalaia, Western Ghats, India. **Biodiversity and Conservation**, v. 13, p. 1843 - 1851, 2004.
- BARDDAL, M. L. **A influência da saturação hídrica na distribuição de oito espécies arbóreas da Floresta Ombrófila Mista Aluvial do rio Iguaçu, Paraná, Brasil**. 114 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2006.
- BARDDAL, M. L.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; CURCIO, G. R. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Ciência Florestal**, v. 14, p. 37 - 50, 2004.
- BARDDAL, M. L. **Aspectos florísticos e fitossociológicos do componente arbóreo-arbustivo de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial – Araucária, PR**. 90f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2002.
- BATCHER, M.S. Element stewardship abstract for *Ligustrum* spp. The Nature Conservancy. Arlington: VA. 2000.
- BRINSON, M. M. Riverine forests. In: LUGO, A. E.; BRINSON, M.; BROWN, S. **Ecosystems of the world 15: Forested wetlands**. Amsterdam: Elsevier Science, p. 87 - 142, 1990.
- BROKAW, N.V.L.; WALKER, L.R.; Summary of the effects of Caribbean hurricanes on vegetation. **Biotropica**, Washington, v. 23, n. 4, p. 442 - 447, 1991.
- BROKAW, N. V. L. Treefalls, regrowth, and community structure in Tropical Forests. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S (Ed.). **The Ecology of natural disturbance and patch dynamics**. New York: Academic Press. 1985.

BROOKER, R. W. Plant-plant interactions and environmental change. **New Phytologist**, v. 171, p. 271 – 284, 2006.

CARVALHO, J; MARQUES, M. C. M.; RODERJAN, C. V., SOUSA, S. G. A; BARDDAL, M. Relações florísticas e estruturais entre os estratos de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no Paraná. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 1 - 9, 2009.

CARVALHO, P. E. R. **Espécies Florestais Brasileiras: recomendações silviculturais, potencialidades e uso da madeira**. Colombo: Embrapa, 640 p, 1994.

COLWELL, R. K. **EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples**, version 8.0., 2006. Disponível em: <http://purl.oclc.org/estimates>. Acesso em: 24/02/2016.

COLWELL R. K., CODDINGTON J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**, v. 345, p. 101 – 118, 1994.

CONNEL, J. H.; LOWMAN, M. D. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. **American Naturalist**, vol. 134, p. 88 - 119, 1989.

CONNEL, J. H.; TRACEY, J. G.; WEBB, L. J. Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. **Ecological Monographs**, v. 54, p. 141 – 164, 1984.

CORRÊA, C. E.; SANTOS, F. A. M. Padrões em comunidades podem ser entendidos pelo comportamento das populações que as compõem? Interface entre estudos de populações e comunidades. IN: **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos**. V. II. Ed. EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. Viçosa, MG: Ed UFV, 556p., 2015.

CURCIO, G.R.; GALVÃO, F.; BONNET, A.; BARDDAL, M.L.; DEDECEK, R.A. A floresta fluvial em dois compartimentos do rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Floresta**, v. 37, p. 125 – 147, 2007.

CURCIO, G. R.; BONNET, A.; PESTANA, D.; SOUZA, L.; SOCHER, L. G., GALVÃO, F.; RODERJAN, C. V. Compartimentação topossequencial e caracterização fitossociológica de um capão de Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 36, n. 3, p. 361 - 369, 2006.

DAMASCENO JUNIOR, G. A.; SEMIR, J.; SANTOS, F. A. M.; LEITÃO-FILHO, H. F. Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. **Acta Botanica Brasilica**, v. 18, p. 839 - 846, 2004.

DENSLOW, J. S. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. **Oecologia**, v. 46, p. 18 – 21, 1980.

DIAS, S. C. Planejando estudos de diversidade e riqueza: uma abordagem para estudantes de graduação. **Acta Scientiarum**, v. 26, n. 4, p. 373 - 379, 2004.

DURIGAN, G, RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: Edusp, Fapesp, Cap. 10, 2001.

- EBLING, A. A.; GUIMARÃES, P. P.; PELISSARI, A. L.; ABRÃO, S. F.; MIRANDA, R., O. V. Alterações florísticas e estruturais em floresta com araucária no estado do Rio Grande do Sul, Brasil. **Agrarian Academy**, v.1, n.1, p. 1, 2014.
- FINEGAN, B.; CAMACHO, M. Stand dynamics in a logged and silviculturally treated Costa Rican rain forest, 1988-1996. **Forest Ecology and Management**, v. 121, p. 177 - 189, 1999.
- FREITAS, W. K.; MAGALHÃES, L. M. S. Métodos e Parâmetros para Estudo da Vegetação com Ênfase no Estrato Arbóreo. **Floresta e Ambiente**, v. 19, n. 4, p. 520 - 540, 2012.
- GALVÃO, F.; RODERJAN, C. V.; KUNIYOSHI, Y. S.; ZILLER, S. R. Composição florística e fitossociologia do litoral do estado do Paraná – Brasil. **Floresta**, v. 32, n. 1, p. 17 - 39, 1989.
- GUIMARÃES, J. C. C., VAN DEN BERG, E., CASTRO, G. C., MACHADO, E. L. M. & OLIVEIRA-FILHO, A.T. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, p. 621 - 632, 2008.
- HARTSHORN, G. S. Neotropical Forest dynamics. **Biotropica**, v. 12 (supl.), p. 23 – 30, 1980.
- HELTSHE, J. F.; FORRESTER, N. E. Estimating species richness using the jackknife procedure. **Biometrics**, v. 39, p. 1 - 11, 1983.
- HYUN, H. K.; LEE, S. J.; LEE, S. H.; HAHN, S. H.; KIM, J.W. Clinical characteristics and complications associated with mesiodentes. **Journal of Oral Maxillofac Surgery**, v. 67, p. 2639 - 2643, 2009.
- HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critic and alternative parameters. **Ecology**, v. 52, p. 578 – 586, 1971.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. Manual Técnico da Vegetação Brasileira. **Série Manuais Técnicos em Geociências**. nº 1. Rio de Janeiro. 2012.
- IBGE. INSTITUTO BRASILEIRO DE GEOGRAFIA E ESTATÍSTICA. **Geografia do Brasil: Vegetação**. Rio de Janeiro. 420 p. 1990.
- JOLY, C. A. Flooding tolerance in tropical trees. In: Jackson, M.B.; Davies, D.D. & Lambers, H. **Plant life under oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry**. SBP Academic Publishing, The Hague, p. 23 – 34, 1991.
- KANIESKI, M. R. **Estudo dendroecológico de *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L. B. Sm. & R. J. Downs e de arbóreas invasoras em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial, sul do Brasil**. 127 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.
- KEDDY, P.; NIELSEN, K. WEIHER, E. LAWSON, R. Relative competitive performance of 63 species of terrestrial herbaceous plants. **Journal of Vegetation Science**, v. 13, p. 5 – 16, 2002.

KERSTEN, R. A.; BORGO, M.; GALVÃO, F. Floresta Ombrófila Mista: aspectos fitogeográficos, ecológicos e métodos de estudo. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R.; ANDRADE, L. A.; MAEIRA-NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos**. Vol. II. Comissão de Especialistas em Fitossociologia / Sociedade Botânica do Brasil. Editora da UFV. 2015.

KLEIN, R. M. Ecologia da flora e vegetação do Vale do Itajaí; continuação. **Sellowia**, v. 32, n. 32, p. 165 - 389. 1980

KLEIN, R. M.; HATSCHBACH, G. Fitofisionomia e notas sobre a vegetação para acompanhar a planta fitogeográfica do município de Curitiba e arredores. Boletim da Universidade Federal do Paraná. **Geografia Física**, v. 4, n. 30, 1962.

KOLB, R. M.; MEDRI, M. E.; BIANCHINI, E.; PIMENTA, J. A.; GILONI P. C., CORREA G. T. Anatomia ecológica de *Sebastiania commersoniana* (Baillon) Smith & Downs (Euphorbiaceae) submetida ao alagamento. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 21, p. 305 - 312, 1998.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O.; JOLY, A. C.; BERNACCI, L. C. Relação entre o solo e a composição florística de remanescentes de vegetação natural no município de Ribeirão Preto, SP. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, n. 3, p. 541 - 562, 2005.

KUNIYOSHI, Y. S. **Sucessão Ecológica**. A Vegetação Natural do Estado do Paraná. Curitiba. IPARDES e IAP. 1994.

LEWIS, S. L.; PHILLIPS, O. L.; SHEIL, D.; VINCETI, B.; BAKER, T. R.; BROWN, S.; GRAHAM, A.W.; HIGUCHI, N.; HILBERT, D. W.; LAURANCE, W. F.; LEJOLY, J.; MALHI, Y.; MONTEAGUDO, A.; VARGAS, P. N.; SONKÉ, B.; SUPARDI, N.; TERBORGH, J. W. & MARTÍNEZ, R.V. Tropical forest tree mortality, recruitment and turnover rates: calculation, interpretation and comparison when census intervals vary. **Journal of Ecology**, v. 92, p. 929 – 944, 2004.

LOBO, P.C.; JOLY, C.A. Aspectos Ecofisiológicos da Vegetação de Mata Ciliar do Sudeste do Brasil. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO – FILHO, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2a ed. São Paulo, EDUSP e FAPESP, p. 143 – 157, 2001.

LONGHI - SANTOS, T. **Dendroecologia de *Sebastiania commersoniana* (Baill.) L.B.Sm. & Downs em um fragmento de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, Paraná, Brasil**. 95 f. Tese (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2013.

MANTOVANI, W. Conceituação e fatores condicionantes. In: SIMPÓSIO SOBRE MATA CILIAR, 1, 1989, São Paulo. **Anais...** Campinas: Ed. Fundação Cargil, p. 11 – 19, 1989.

MARQUES, M. C. M.; BURSLEM D. F. R. P.; BRITEZ R. SILVA M.; S. M. Dynamics and diversity of flooded and unflooded forests in a Brazilian Atlantic rain forest: a 16-year study, **Plant Ecology & Diversity**, v. 2, n. 1, p. 57 – 64, 2009.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Técnicas usuais de estimativa de biodiversidade. **Revista Holos**, p. 236 – 267.

MARTINS, F. R. Atributos de comunidades vegetais. **Quid**, v. 9, p. 12 – 17, 1990.

MELO, A. S. O que ganhamos ‘confundindo’ riqueza de espécies e equabilidade em um índice de diversidade? **Biota Neotropica**, v. 8, n. 3, 2008.

MMA. MINISTÉRIO DO MEIO AMBIENTE. **Quarto relatório nacional para a convenção sobre diversidade biológica**. Brasília: Ministério do Meio Ambiente, 248 p., 2011.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. 1968. **Vascular Tropicos (VAST) nomenclatural database and associated authority files**. Disponível em: <http://www.mobot.org/w3t/search/vast.html>. Acesso em 20 de agosto de 2015.

MUELLER - DOMBOIS, D; ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. John Wiley & Sons, New York, 547p, 1974.

NASCIMENTO, M. T.; MARIMON, B. S.; MARIMON-JUNIOR, B. H.; NUNES DA CUNHA, C. Florestas monodominantes no Brasil: estudo de caso. In: EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R.; ANDRADE, L. A.; MAEIRA-NETO, J. A. A. **Fitossociologia no Brasil: Métodos e Estudos de Casos**. Vol. II. Comissão de Especialistas em Fitossociologia / Sociedade Botânica do Brasil. Editora da UFV, 2015.

NASCIMENTO, M. T.; VILLELA, D. As florestas de Roraima e o paradigma da monodominância de Peltogyne. p.283-300. In: BARBOSA, R. I.; MELO, V. F. Orgs.). **Roraima: homem, ambiente e ecologia**. Boa Vista: Fundação Estadual do Meio Ambiente. 2010.

NASCIMENTO, M. T.; NUNES DA CUNHA, C. Estrutura e composição florística de um cambarazal no Pantanal do Poconé, MT. **Acta Botanica Brasilica**, v. 3, p. 3 – 23, 1989.

NETO, G. J. **Crescimento, recrutamento e mortalidade no período de 2001-2010 de uma floresta ombrófila mista aluvial, município de Araucária, Paraná**. Dissertação. 2011. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 118p.

ODUM, E. P. **Ecologia**. Rio De Janeiro: Guanabara Koogan. 263p, 1986.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. **Projeto madeira do Rio Grande do Sul**. Porto Alegre: CORAG, 525 p., 1988.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. Projeto madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia**, n. 34, 35, 525p, 1983.

RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; KUNIYOSHI, Y. S.; HATSCHBACH, G. G. As Unidades Fitogeográficas do Estado do Paraná. Fitogeografia do sul da América, **Ciência & Ambiente**, Santa Maria, v. 24, p. 75 - 92, 2002.

ROLIM, S. G.; HILTON COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 49 - 69, 1999.

SILVA JUNIOR, M. C.; SARMENTO, T. R. Comunidades lenhosas no Cerrado sentido restrito em duas posições topográficas na Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, DF, Brasil. **Rodriguesia**, v. 60, n. 2, p. 277 – 294, 2009.

SMITH, L.B.; DOWNS, J.; KLEIN, R.M. As plantas eufó: Euphorbiaceaeas. REITZ, R. (ed.). Flora Ilustrada Catarinense. **Sellowia**, p. 308 – 313, 1988.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas Nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Editora UFV. 322 p. 2013.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. Netherlands: Kluwer. Academic Publishers, Dordrecht. **Vegetation** v. 75, p. 81-86, 1988.

VEBLEN, T. T. Regeneration dynamics. In: **Plant Succession. Theory and prediction**. London: Chapman and Hall, p. 153-187, 1992.

WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Spatial floristic pattern in gallery forest in the cerrado region, Brazil. In: ENCINA, J. I.; KLEIN, C. **Proceedings of the international symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests**. Brasília: EDUNB, p. 339 - 349, 1997.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213 – 251, 1972.

WILLS, C.; HARMS, K. E.; CONDIT, R.; KING, D.; THOMPSON, J.; HE, F.; MULLER-LANDAU, H. C.; ASHTON, P.; LOSOS, E. COMITA, L.; HENNEL, S.; LADRANKIE, J.; BUNYAVEJCHEWIN, S.; DATTARAJA, H. S.; DAVIES, S.; ESUFALI, S.; FOSTER, R.; GUNATILLEKE, N.; GUNATILLEKE, S.; HALL, P.; ITOH, A.; JOHN, R.; KIRATIPRAYOON, S.; LAO, S. L.; MASSA, M.; NATH, C.; NOOR, M. D.N. S.; KASSIM, A. R.; SUKUMAR, R.; SURESH, H. S.; SUN, I-F; TAN, S.; YAMAKURA, T.; ZIMMERMAN, J. Nonrandom processes maintain diversity in tropical forests. **Science**, v. 311, p. 527 – 531, 2006.

ZAR, J. H. **Biostatistical Analysis**. 4º ed. New Jersey: Prentice Hall, 663p., 1999.

ZILLER, S. R. A. **Estepe Gramíneo-Lenhosa no segundo planalto do Paraná: diagnóstico ambiental com enfoque a contaminação biológica**. 268 f. Tese (Doutorado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2000.

CAPÍTULO 2

DINÂMICA DA REGENERAÇÃO DE UMA FLORESTA ALUVIAL NO SUL DO BRASIL

RESUMO

O estudo da dinâmica da regeneração arbórea foi realizado na Região Metropolitana de Curitiba, em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial, sujeita a pulsos de inundações periódicos em solos hidromórficos, onde ocorreu um vazamento de óleo da empresa Petróleo Brasileiro S.A em 2000. Parcelas permanentes foram alocadas e amostradas durante as estações do ano desde a primavera de 2012 até o verão de 2015. A espécie de maior representatividade na regeneração foi *Allophylus edulis*. Em dois anos, o estudo não detectou alterações significativas na composição e na estrutura da regeneração, no entanto, em comparação com outro trabalho desenvolvido no mesmo local em 2002, observou-se alternância de densidade entre espécies e que a representatividade da espécie principal tem reduzido, favorecendo o aumento da diversidade. A mortalidade foi superior ao recrutamento, ocorrendo principalmente, no verão e primavera, coincidindo com o período de maior pluviosidade. No outono e no inverno o recrutamento superou a mortalidade, devido a presença de decíduas no dossel, permitindo maior entrada de luz, neste período. Os valores relativos por ano para a mortalidade foram constantes por classe de altura e distribuídos, proporcionalmente, por grupos ecológicos. Em termos relativos, o recrutamento foi superior à mortalidade no lençol freático profundo, inferior no superficial e, semelhante no intermediário, porém, não foram significativos. As espécies ajustaram-se à restrição hídrica do solo, dado ao afastamento da construção do dique e a época de amostragem em relação a construção do mesmo, até o presente momento, o ambiente se reorganizou diante da nova configuração.

ABSTRACT

The tree regeneration stratum dynamic study was conducted in the Curitiba Metropolitan Region, in Alluvial Mixed Ombrophyllous Forest in areas subject to periodic flooding pulse, in hidromorphic soil, where the oil spilled from Petróleo Brasileiro S.A. (PETROBRAS) in the year 2000 and dikes were built like attempt to remove the oil chanded the natural drainage and it prolonged of water soil saturation. Permanet plots were alocated and sampled during the seasons since spring of 2012 util summer of 2015 and phytossociologics parameters were calculated. The mainly specie was *Allophylus edulis*. In two years, it was not detect significative changes in the composition and estrutura of the regeneration stratum however considering the other work were realised in the same area in 2002, It was observed the density alternance between species and the mainly specie was losing the representation and it probably benefited the diversity. The mortality was higher than the recruitment, however there were many difefferences between the species. The seasons with more mortality or recruitment were diferentes and they were influenced by weather data and water table significantly. The anual relative valoue by mortality was a constant in height classes and it was distributed proportionally in ecological groups. The recruitment was higher than mortality in profund water table, lower in the surface and similar in intermediate. The species were adpted a water soil saturation, considering the distance from de dikes and period of before the dikes construction, until this moment the environment was reorganized face a new configuration.

INTRODUÇÃO

Regeneração natural pode ser entendida como uma condição para que a comunidade vegetal, em equilíbrio com os fatores externos, possa se manter (BRAUN-BLANQUET, 1979).

A partir do estágio juvenil até o adulto, os indivíduos de uma população vegetal passam por pressões ambientais e biológicas que limitam o seu estabelecimento (CONNEL *et al.* 1984) e possuem diversas formas de interação, resultando em comunidades de estrutura e composição distintas (RICHARDS, 1979; HUBBELL; FOSTER, 1990). A sucessional segue, portanto, uma progressão de estágios durante os quais florestas apresentam um enriquecimento gradual de espécies e um aumento em complexidade estrutural e funcional (CHAZDON, 2012).

Inicialmente, o recrutamento depende da quantidade de sementes disponibilizadas para a germinação, que está relacionada ao tamanho do indivíduo e a predação de sementes pré-dispersão (ERIKSSON; EHRLÉN, 1992; WATKINSON, 1997). O local de deposição das sementes é importante para determinar a chance de sobrevivência e de estabelecimento de uma espécie (FLEMING; WILLIAM, 1990). Em relação à mortalidade, a probabilidade é maior de ocorrer nas fases iniciais do ciclo de vida ou nas classes menores de tamanho (HOWE; SMALLWOOD, 1982; PETERS, 2003), pois os indivíduos são mais vulneráveis às variações ambientais, à herbivoria e à competição (AUGSPURGER, 1984; CONDIT *et al.*, 1995).

A disponibilidade de luz é crucial para o desenvolvimento das espécies (LARCHER, 2003), a abertura do dossel tem consequências no recrutamento e no desempenho das mesmas (PRITCHARD; COMEAU, 2004). Desta forma, as arbóreas estabelecidas neste estrato, em virtude de sua estrutura e longevidade, podem exercer grande influência no padrão de luz no sub-bosque ou sobre o solo (VÁZQUEZ-YANEZ; OROSCO-SEGOVIA, 1990, FACELLI; PICKETT, 1991, GANDOLFI, 2000) e, consequentemente, afetam a germinação e o estabelecimento de espécies (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001), criando distintas condições abióticas e bióticas,

que podem limitar o recrutamento, a abundância, a sobrevivência e a distribuição espacial das espécies arbustivo-arbóreas dispersas sob as copas (GANDOLFI, 2003).

Considerando florestas monodominantes, com pulsos de inundação periódicos, típicas de ambientes aluviais do Sul do Brasil, o estresse hídrico pode tanto limitar o crescimento das plântulas quanto não causar efeitos (JOLY 1991; 1996), dependendo do grau de tolerância da espécie (MARQUES *et al.*, 2003). Sendo assim, é possível que indivíduos de diferentes idades sofram de forma diferenciada ao excesso de água no solo (CARVALHO *et al.*, 2009). A riqueza pode ser inferior em áreas inundáveis, onde a composição da regeneração é diferenciada de acordo com o gradiente de inundação (MYSTER, 2007; ROBERTSON, 2006; DIXON, 2003).

No Brasil, há inúmeros trabalhos com regeneração vegetal e em diferentes tipologias (SÁ, 1996; DORNELLES, 1996; RONDON – NETO, 1999; TABARELLI; MANTOVANI, 1999; NAPPO, 2000; BARREIRA *et al.*, 2002; OLIVEIRA *et al.*, 2001; MARQUES, 2002), no entanto, considerando regenerantes abaixo de 1,3 m de altura, na Floresta Ombrófila Mista, são poucos (AVILA *et al.*, 2011; CHAMI *et al.*, 2011; CARVALHO *et al.*, 2009; POLISEL *et al.*, 2008) e não há registros que levem em conta as diferentes estações do ano em um ambiente condicionada à pulsos de inundação.

Com o objetivo de avaliar a dinâmica da regeneração de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no Sul do Brasil, realizou-se um estudo florístico e fitossociológico ao longo de dois anos, considerando as diferentes estações do ano e o efeito da altura do lençol freático. Assim, através deste estudo, busca-se verificar e elucidar questões como: Houve variações significativas na composição florísticas e na estrutura da comunidade ao longo do período estudado? Quais espécies foram favorecidas e quais foram desfavorecidas ao longo do período? A altura do lençol freático influenciou a dinâmica da regeneração? Haveria diferença de mortalidade de regenerantes em diferentes classes de altura? A regeneração está sofrendo consequências dos impactos no local?

MATERIAL E MÉTODOS

A coleta de dados foi realizada no remanescente de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, ao lado da bacia de sedimentação fortemente atingida pelo impacto do derramamento de óleo ocorrido em 2.000 (FIGURA 1), dentro de 21 subparcelas de 1 m x 5 m, instaladas no interior das parcelas permanentes de 10 m x 10 m alocadas em 2001.

Nas subparcelas, durante a primeira amostragem, foram tomadas as alturas de todos os indivíduos arbóreos compreendidos entre 0,20 m e 1,30 m de altura, com auxílio de uma trena, e todos os regenerantes identificados e enumerados com plaquetas de alumínio.

O controle de recrutamento e de mortalidade ocorreu durante dois anos, em cada uma das estações do ano, tendo como início a primavera de 2012, ou seja, primavera (2012, 2013 e 2014), verão (2014 e 2015), outono (2013 e 2014) e inverno (2013 e 2014). No verão de 2013, o levantamento não foi realizado.

O material botânico de cada indivíduo foi coletado e herborizado. Algumas espécies não identificadas *in loco* foram confrontadas com exsicatas do material proveniente das espécies adultas presentes na área e que se encontram tombados no Herbário do Curso de Engenharia Florestal (EFC) da Universidade Federal do Paraná, com o suporte do curador do herbário, prof. Dr. Christopher Thomas Blum. Este material encontra-se disponível, porém, não tombado, por não ser fértil.

Organizou-se sistematicamente as famílias de acordo com APG III – Angiosperm Phylogeny Group (2009) e a confirmação dos nomes científicos foi efetivada no Herbarium virtual Missouri Botanical Garden (2002).

A análise fitossociológica foi realizada, em um primeiro momento, considerando a comunidade como um todo, através do parâmetro fitossociológico de densidade absoluta e relativa (MUELLER-DOMBOIS; ELLENBERG, 1974). Posteriormente, o cálculo da densidade absoluta realizada a partir dos dados coletados na primavera de 2012 (primeira amostragem) foi estratificada com base na altura do lençol freático.

As espécies foram classificadas segundo as suas preferências ambientais em grupos ecológicos relacionados à tolerância à luz e à altura do lençol freático. Assim, ao se considerar as necessidades de luz, as espécies foram agrupadas em pioneiras, clímax exigente de luz e clímax tolerante à sombra (SWAINE; WHITMORE, 1988). Plantas do grupo das pioneiras apresentam crescimento rápido, requerem alta intensidade de luz para a germinação das sementes, estabelecimento e crescimento, possuem alta taxa fotossintética e crescem até a altura do dossel, assim, nunca ou dificilmente são encontradas no sub-bosque (SWAINE; WHITMORE, 1988; BROKAW, 1985). As espécies clímax possuem germinação das sementes, estabelecimento e desenvolvimento das plântulas no sub-bosque, apresentam alta e rápida mortalidade das plântulas e crescimento lento (SWAINE; WHITMORE, 1988), a dispersão das sementes é limitada, apresentando baixa dormência e possuem ponto de compensação, taxa fotossintética e crescimento baixos (BROKAW, 1985).

Em relação à saturação hídrica, as espécies foram agrupadas como generalistas e preferenciais (WALTER; RIBEIRO, 1997). Esta definição é utilizada em várias situações com objetivo de reunir as espécies em relação à preferência a um determinado tipo de ambiente, assim como, para relacionar grupo de espécies com tipo de solos (KOTCHETKOFF-HENRIQUES *et al.*, 2005) e agrupar espécies com base em características ambientais e parâmetros fitossociológicos (SILVA JUNIOR; SARMENTO, 2009).

A diversidade de espécies foi calculada através do Índice Shannon (H') (MAGURRAN, 1989) e a riqueza calculada com o uso dos estimadores não-paramétricos de Jackknife 1 (primeira ordem). As medidas de riqueza estimam o número de espécies S presentes na comunidade, sem considerar a sua estrutura de abundância (HURLBERT, 1971). O estimador de riqueza de Jackknife 1 é uma função do número de espécies que ocorre em uma e somente uma amostra, as quais são denominadas espécies únicas (HELTSHE; FORRESTER, 1983). Quanto maior o número de espécies que ocorrem em somente uma amostra, entre todas as amostras tomadas na comunidade estudada, maior será o valor da estimativa para o número total de espécies presentes nessa comunidade. Assim, a estimativa de riqueza atinge seu valor máximo (aproximadamente o dobro do número de espécies observado na amostragem) quando todas as espécies observadas

ocorrem em uma única amostra. Por outro lado, a riqueza estimada e a riqueza observada serão iguais quando todas as espécies observadas na amostragem ocorrem em mais de uma amostra (COLWELL; CODDINGTON, 1994).

O índice de Shannon e o estimador não-paramétrico de Jackknife 1 foram calculados através do programa EstimateS (COLWELL, 2006).

A mortalidade e o recrutamento foram considerados através de contagem a partir da segunda (outono de 2013) até a última (verão de 2015) amostragem. Em um primeiro momento, a análise desta dinâmica foi considerada para a comunidade como um todo e, posteriormente, estratificada com base na altura do lençol freático.

A mortalidade foi analisada por classe de altura da regeneração, sendo Classe I, todos os indivíduos arbóreos nativos e exóticos compreendidos entre 20 cm a 49 cm de altura, Classe II, entre 50 cm a 79 cm, e Classe III, entre 80 a 130 cm. Verificou-se o número de indivíduos por espécie e por grupo ecológico relacionado à luz e à saturação hídrica.

Para a confecção do gráfico contendo o comportamento do recrutamento e da mortalidade das oito principais espécies por estação do ano, utilizou-se o programa AMADO – Analyse Graphique d'une Matrice de Données 1.0.0.1.

A taxa de mudança para o parâmetro de densidade absolutas foi calculada por espécie, conforme a fórmula ($TM = [(X_t / X_0 - 1) \cdot 100]$) (SOUZA; SOARES, 2013), onde TM = taxa de mudança, X_t = parâmetro relativo a medição realizada em 2012 na regeneração e no estrato superior e X_0 = parâmetro relativo a uma medição realizada na regeneração por CARVALHO (2002) e no estrato superior por BARDDAL (2002).

As medições da altura do lençol freático foram feitas mensalmente, em poços hídricos instalados em cada uma das parcelas. Os poços foram confeccionados com cano de PVC perfurado, de 7,5 cm de diâmetro e 120 cm de comprimento, fechados com tampas de PVC para evitar a entrada de material vegetal, como folhas, galhos e frutos, sendo que 20 cm ficam acima do solo.

O agrupamento das parcelas em função da altura do lençol freático foi obtido através da análise de Cluster com a média das leituras mensais de 2011 até 2015, onde as

similaridades foram consideradas segundo a distância Euclidiana.

Para a verificação estatística das diferenças entre os dados de densidade, entre as medições realizadas em 2012, 2013, 2014 e 2015 e, relação entre os grupo ecológicos, as alturas do lençol freático, a densidade, o recrutamento e a mortalidade, efetuou-se análise de variância e o teste de Tukey a 95%. Todos os dados estatísticos foram processados no programa Statgraphics Centurium XVI. Versão 16.1.11.

RESULTADOS

Composição florística e estrutura

No período de dois anos de estudo da regeneração na faixa de 20 cm a 1,3 m de altura, foram encontrados 32 espécies pertencentes a 18 famílias e 27 gêneros, em um total de 650 indivíduos arbóreos amostrados em 21 parcelas (TABELAS 1 e 2).

TABELA 1 - Famílias, gêneros e espécies por grupo ecológico de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Família	Espécie	GL	GA
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	PI	G
Arecaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassm	PI	P
Celastraceae	<i>Maytenus ilicifolia</i> (Schrad.) Planch	CEL	G
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	PI	P
	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	CTS	P
Fabaceae	<i>Machaerium</i> sp.	CEL	G
Lauraceae	<i>Ocotea puberula</i> (Reich.) Nees	PI	G
	<i>Nectandra megapota</i> (Spreng.) Mez.	CEL	G
Loganiaceae	<i>Strychnos brasiliensis</i> (Spreng.) Mart.	P	G
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> A. Juss.	CTS	G
	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	CEL	G
Myrtaceae	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) Berg.	CTS	P
	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott.	CTS	P
	<i>Eugenia uniflora</i> L.	CTS	G
	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	CEL	G
	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg	CEL	G
	<i>Calyptanthus concinna</i> DC	CEL	G
	<i>Eugenia uruguayensis</i> Camb.	CTS	G
	<i>Myrcia hatschbachii</i> Legr.	CEL	G
	Espécie Indeterminada 1	CEL	G
Oleraceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	CEL	G
Primulaceae	<i>Myrsine coriacea</i> (Sw.) R.Br. ex Roem. & Schult.	PI	G
Rhamnaceae	<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	CTS	P
	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	P	G
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	CTS	G
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	CEL	G
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.)	CTS	P
	<i>Matayba elaeagnoides</i> Radlk.	CEL	G
	<i>Cupania vernalis</i> Cambess.	CEL	G
Simaroubaceae	<i>Picramnia parvifolia</i> Engl.	CEL	G
Thymelaeaceae	<i>Daphnopsis racemosa</i> Griseb.	CTS	P

(Legenda: GL – grupo ecológico relacionado a luz; GA= grupo ecológico relacionado a água; CEL= clímax exigente de luz; CTS= clímax tolerante à sombra; PI= pioneira; P= preferencial; G= generalista)

A família com maior número de gêneros foi Myrtaceae (10), seguida por Sapindaceae (3). Por outro lado, a família que mais se destacou em número de indivíduos foi Sapindaceae (296), seguida por Myrtaceae (214), sendo as famílias que definem a regeneração. A espécie de maior representatividade foi *Allophylus edulis*, seguida por *Blepharocalyx salicifolius*, *Matayba elaeagnoides*, *Myrciaria tenella* e *Myrrhinium atropurpureum* (TABELAS 1 e 2).

TABELA 2 - Densidade da regeneração por estação, entre 2012 e 2015 do ano de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécie	Número de Indivíduos										N. Ind. (Médio)	DR (%)
	2012		2013		2014				2015			
	P	O	I	P	V	O	I	P	V			
<i>Allophylus edulis</i>	247,0	244,0	238,0	240,0	233,0	240,0	247,0	240,0	227,0	238,6	36,6	
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	79,0	78,0	78,0	78,0	79,0	81,0	83,0	77,0	73,0	78,4	12	
<i>Matayba elaeagnoides</i>	42,0	43,0	45,0	46,0	47,0	46,0	46,0	46,0	44,0	45,4	7	
<i>Myrciaria tenella</i>	41,0	41,0	41,0	41,0	39,0	39,0	39,0	37,0	34,0	38,9	6	
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	27,0	29,0	29,0	29,0	29,0	29,0	32,0	33,0	30,0	30,0	4,6	
<i>Eugenia uniflora</i>	25,0	25,0	25,0	25,0	26,0	26,0	28,0	28,0	28,0	26,4	4	
<i>Maytenus ilicifolia</i>	18,0	18,0	18,0	18,0	19,0	20,0	20,0	20,0	20,0	19,1	2,9	
<i>Daphnopsis racemosa</i>	17,0	16,0	19,0	19,0	20,0	19,0	21,0	20,0	20,0	19,2	3	
<i>Machaerium</i> sp.	17,0	17,0	18,0	18,0	19,0	19,0	20,0	19,0	19,0	18,6	2,9	
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	18,0	18,0	18,0	18,0	18,0	18,0	18,0	17,0	16,0	17,6	2,7	
<i>Casearia decandra</i>	16,0	16,0	16,0	16,0	16,0	16,0	16,0	17,0	17,0	16,3	2,5	
<i>Strychnos brasiliensis</i>	13,0	13,0	12,0	13,0	13,0	13,0	15,0	13,0	9,0	12,6	1,9	
<i>Myrcianthes gigantea</i>	12,0	12,0	12,0	12,0	14,0	14,0	15,0	15,0	14,0	13,5	2,1	
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	10,0	9,0	9,1	1,4	
<i>Prunus myrtifolia</i>	9,0	9,0	9,0	9,0	9,0	8,0	8,0	9,0	6,0	8,4	1,3	
<i>Calyptanthus concinna</i>	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	8,0	6,0	7,7	1,2	
<i>Eugenia uruguayensis</i>	8,0	8,0	8,0	7,0	7,0	7,0	7,0	6,0	5,0	6,9	1,1	
<i>Cupania vernalis</i>	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	7,0	8,0	8,0	8,0	7,4	1,1	
<i>Ligustrum lucidum</i>	6,0	6,0	5,0	5,0	5,0	6,0	6,0	6,0	6,0	5,6	0,9	
<i>Myrcia hatschbachii</i>	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	6,0	5,0	5,0	5,8	0,9	
<i>Scutia buxifolia</i>	5,0	5,0	5,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	2,0	3,4	0,5	
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	0,8	
<i>Myrsine coriacea</i>	3,0	3,0	3,0	3,0	5,0	5,0	5,0	5,0	5,0	4,3	0,7	
<i>Ocotea puberula</i>	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	4,0	3,1	0,5	
<i>Trichilia elegans</i>	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	3,0	4,0	4,0	4,0	3,4	0,5	
<i>Nectandra megapotamica</i>	2,0	2,0	2,0	2,0	3,0	3,0	3,0	3,0	2,0	2,5	0,4	
<i>Picramnia parvifolia</i>	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0	
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,3	0	
<i>Hovenia dulcis</i>	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	0,3	0	
Espécie Indeterminada 1	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,2	
Espécie Indeterminada 2	0,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,7	0,1	
Especie Indeterminada 3	0,0	0,0	0,0	1,0	1,0	1,0	1,0	0,0	0,0	0,5	0,1	
Total	650,0	648,0	646,0	647,0	649,0	657,0	679,0	660,0	621,0	650,9	100	

(Legenda: DM= densidade absoluta média (N. Ind./ha); DR= densidade relativa (%), P=primavera, O=outono, I=inverno, V=verão)

A diversidade obtida, através do Índice de Shannon, foi de 2,47 e, conforme o estimador não-paramétrico de Jackknife I, a riqueza foi de 34,8.

Em relação ao grupo ecológico relacionado à luminosidade, verificou-se que a maioria das espécies se enquadra como clímax exigente de luz (55% do total), porém, o maior número de indivíduo é clímax tolerante à sombra (56% do total) e, em relação à saturação hídrica, a maioria das espécies é generalista (79% do total) e o maior número de indivíduos é preferencial (52% do total) (TABELAS 1 e 2).

Durante todo o período de avaliação, *Allophylus edulis* foi mais abundante, seguido por *Blepharocalyx salicifolius*, *Matayba elaeagnoides* e *Myrciaria tenella*, contribuindo juntos com 63% da densidade relativa. Constatou-se que este parâmetro reduziu em 15,3% (TABELA 2), porém, durante os anos ($F = 0,01$; $P = 0,9995$) e as estações ($F = 0,00$; $P = 0,9999$), não houve variação significativa da densidade.

Dos 651 indivíduos amostrados, observou-se 437 indivíduos (67%) na Classe I, 121 (19%) na Classe II e 93 (14%) na Classe III ($F = 183,29$; $P > 0,0000$). Em termos absolutos, em relação ao grupo ecológico relacionado à luminosidade, clímax tolerante à sombra destacou-se nas três classes de altura e, em relação à saturação hídrica, as preferenciais. Considerando os valores relativos, o grupo ecológico relacionado à tolerância de luz foi proporcional e não alterou por classe de tamanho ($F = 1,33$; $P = 0,3328$). As preferenciais, do grupo ecológico relacionado à saturação hídrica, possuíram variação maior por classe de altura e as generalistas, foram proporcionais ($F = 2,45$; $P = 0,2583$) (TABELA 3).

TABELA 3 – Número e porcentagem de indivíduos por grupo ecológico e por classe de altura de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Grupo Ecológico	I	I (%)	II	II (%)	III	III (%)
CTS	257	59	71	59	56	60
CEL	154	35	41	34	33	35
PI	26	6	9	7	4	4
P	243	56	61	50	56	60
G	194	44	60	50	37	40
Total	437	100	121	100	93	100

(Legenda: GL – grupo ecológico relacionado a luz; GA= grupo ecológico relacionado a água; CEL= clímax exigente de luz; CTS= clímax tolerante à sombra; PI= pioneira; P= preferencial; G= generalista)

Allophylus edulis predominou em todas as classes de altura e reduziu em densidade, nas superiores. A maioria das espécies seguiu esta tendência, porém, não foi regra para todas, *Blepharocalyx salicifolius*, segunda em abundância na Classe I, reduziu muito nas classes seguintes, tornando inexpressiva. *Matayba elaeagnoides* possuiu menor número de indivíduos na Classe II e voltou a aumentar na Classe III.

TABELA 4 - Número e porcentagem de indivíduos das oito principais espécies, por classe de altura de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécie	Classe I	%	Classe II	%	Classe III	%	Total
<i>Allophylus edulis</i>	171	69	41	17	35	14	247
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	66	84	10	13	3	4	79
<i>Matayba elaeagnoides</i>	19	45	9	21	14	33	42
<i>Myrciaria tenella</i>	20	51	13	33	6	15	39
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	22	81	1	4	4	15	27
<i>Myrcianthes gigantea</i>	9	75	2	17	1	8	12
<i>Eugenia uniflora</i>	16	67	5	21	3	13	24
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	14	78	3	17	1	6	18
Média		69		18		14	

Recrutamento, Mortalidade e Grupo Ecológico

Considerando o período de estudos, a mortalidade foi superior ao recrutamento ($k = 4,3112$; $P = 0,0000$), porém, durante o outono e inverno, o recrutamento foi superior. A mortalidade ($F = 6,01$; $P = 0,0306$) foi diferente durante as estações do ano, destacando-se durante o verão e a primavera. O recrutamento esteve distribuído, equitativamente, durante o verão, primavera e inverno e, inferior no outono, não apresentando alteração estatística ($F = 0,48$; $P = 0,7110$) (TABELA 5).

Allophylus edulis obteve a maior mortalidade e o maior recrutamento, seguida por *Blepharocalyx salicifolius*, ambas com mortalidade superior ao recrutamento, da mesma forma que *Myrciaria tenella*. O contrário foi verificando para *Matayba elaeagnoides*, *Myrrhinium atropurpureum*, *Daphnopsis racemosa*, *Eugenia uniflora* e *Maytenus ilicifolia*, com recrutamento superior à mortalidade (TABELA 5).

Allophylus edulis, *Matayba elaeagnoides* e *Daphnopsis racemosa* apresentaram nos períodos de maior recrutamento, redução na mortalidade; *Blepharocalyx salicifolius* tendência semelhante, igual a *Myrrhinium atropurpureum* durante o período compreendido de outono de 2013 a outono de 2014, depois foi contrária (TABELA 5).

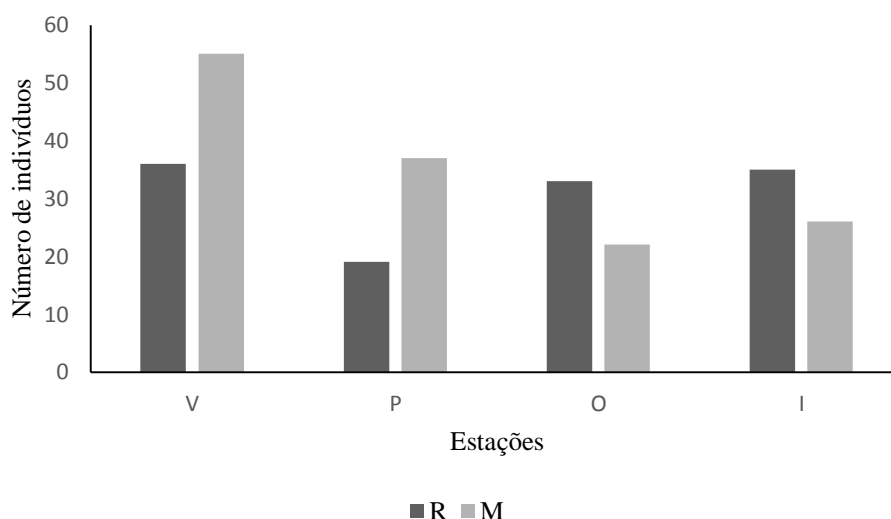
TABELA 5 - Mortalidade e recrutamento por estação do ano entre 2013 e 2015 em uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécies	Mortalidade								T	Recrutamento								T
	2013				2014					2013				2014				
	O	I	P	V	O	I	P	V		O	I	P	V	O	I	P	V	
<i>Allophylus edulis</i>	3	7	2	12	4	2	14	14	58	-	2	3	4	12	14	3	2	40
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	1	1	-	1	2	2	8	3	18	2	1	-	1	4	2	2	-	12
<i>Matayba elaeagnoides</i>	-	1	-	-	1	-	1	1	4	1	-	1	1	-	3	1	-	7
<i>Myrciaria tenella</i>	-	1	-	2	-	-	3	2	8	-	1	-	-	-	-	-	-	1
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	-	-	-	-	2	-	-	2	4	1	-	-	-	2	4	1	-	8
<i>Eugenia uniflora</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	1	2	-	-	3
<i>Maytenus ilicifolia</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	1	1	1	1	-	4
<i>Daphnopsis racemosa</i>	1	-	-	-	-	-	1	-	2	-	2	-	1	-	2	1	-	6
<i>Machaerium sp.</i>	-	-	2	-	-	-	2	2	6	-	1	1	1	1	-	-	1	5
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	-	-	-	-	-	-	1	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	0
<i>Casearia decandra</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	-	-	-	0
<i>Strychnos brasiliensis</i>	-	1	1	-	1	-	1	3	7	-	-	2	-	1	2	-	-	5
<i>Myrcianthes gigantea</i>	-	1	-	-	-	-	-	1	2	-	-	1	2	-	1	-	-	4
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	1
<i>Prunus myrtifolia</i>	-	-	-	-	1	-	-	1	2	-	-	-	-	-	-	-	-	0
<i>Calyptranthes concinna</i>	-	-	-	-	-	-	-	3	3	-	-	-	-	-	-	-	-	0
<i>Eugenia uruguayensis</i>	-	1	-	-	-	-	1	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	0
<i>Cupania vernalis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	-	-	1	-	-	1
<i>Ligustrum lucidum</i>	-	1	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	1
<i>Myrcia hatschbachii</i>	-	-	-	-	-	-	1	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	0
<i>Scutia buxifolia</i>	-	-	-	2	-	-	-	1	3	-	-	-	-	-	-	-	-	0
<i>Myrsine coriacea</i>	-	-	-	-	-	-	-	2	2	-	-	-	2	-	-	-	1	3
<i>Ocotea puberula</i>	-	-	-	-	1	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	1	2
<i>Nectandra megapotamica</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	0	-	-	-	1	-	-	-	-	1
<i>Schinus terebinthifolius</i>	1	-	-	-	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	0
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	-	-	-	1	-	-	-	-	1	-	-	-	-	-	-	-	-	0
<i>Hovenia dulcis</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	95	-	1
Total	6	14	5	19	12	4	34	37	131	4	7	8	14	24	32	11	5	105

(Legenda: P=primavera, O=outono, I=inverno, V=verão)

Das 32 espécies observadas, 18 (56%) recrutaram e, destas, 11 (61%) clímax exigente de luz, 4 (22%) clímax tolerante à sombra e 3 (17%) pioneiras, porém, a maioria dos indivíduos foi de espécies clímax tolerante à sombra 52 (50%), seguida por clímax

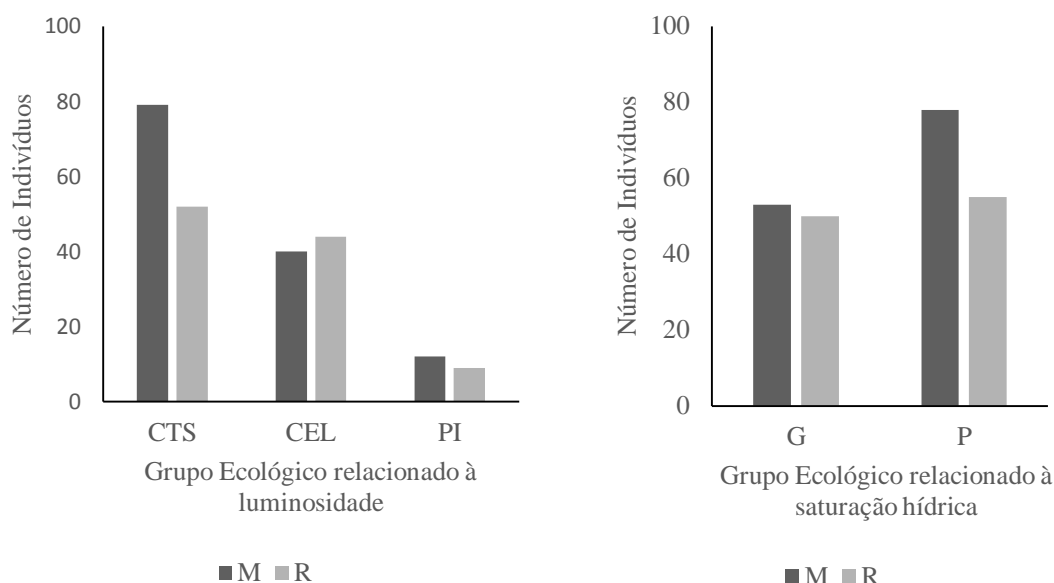
exigente de luz 44 (42%) e pioneira 9 (9%), para o grupo ecológico relacionado à luminosidade, totalizando 105 indivíduos. Em relação à saturação hídrica, 14 (78%) espécies foram generalistas e 55 (52%) indivíduos preferenciais. A relação dos grupos ecológicos relacionado à luminosidade ($F = 0,16$; $P = 0,856$) e à saturação hídrica ($F = 1,79$; $P = 0,194$) com o recrutamento, não foi significativa (TABELA 5, FIGURA 1).



(Legenda: P=primavera, O=outono, I=inverno, V=verão)

FIGURA 1 - Mortalidade e recrutamento por estação do ano entre 2013 e 2015 em uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Em relação à mortalidade, das 32 espécies observadas, 22 (69%) tiveram indivíduos mortos, destas, 11 (34%) foram clímax exigente de luz, 7 (22%) clímax tolerante à sombra, e 4 (13%) pioneiras, porém, a maioria dos indivíduos mortos foi clímax tolerante à sombra 79 (60%), clímax exigente de luz 40 (31%) pioneiras 12 (9%), e, totalizando 291 indivíduos. Considerando o grupo ecológico relacionado à saturação hídrica, 9 (53%) foram generalistas e 190 (65%) indivíduos preferenciais. Da mesma forma que o recrutamento, a mortalidade não teve relação significativa com os grupos ecológicos relacionado à luminosidade ($F = 0,17$; $P = 0,841$) e à saturação hídrica ($F = 1,67$; $P = 0,2097$) (FIGURA 2).

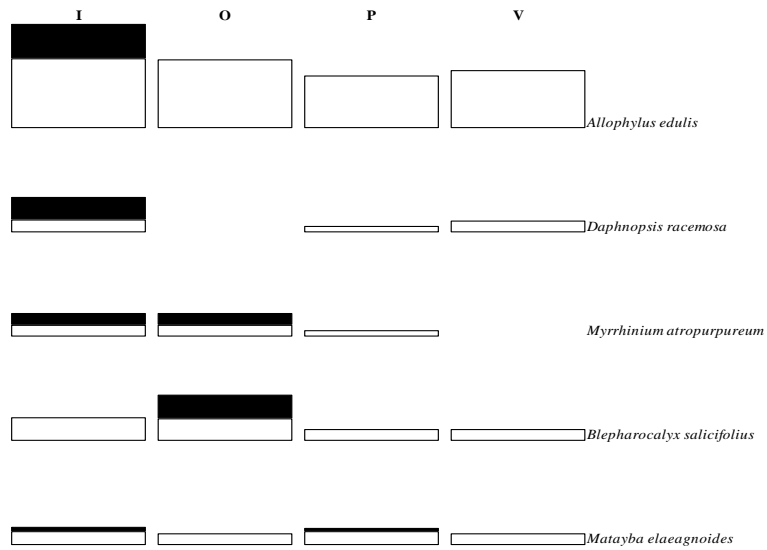


(Legenda: CEL= clímax exigente de luz; CTS= climax tolerante à sombra; PI= pioneira; P= preferencial; G= generalista)

FIGURA 2 - Recrutamento e mortalidade por grupo ecológico relacionado a luminosidade e a saturação hídrica de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

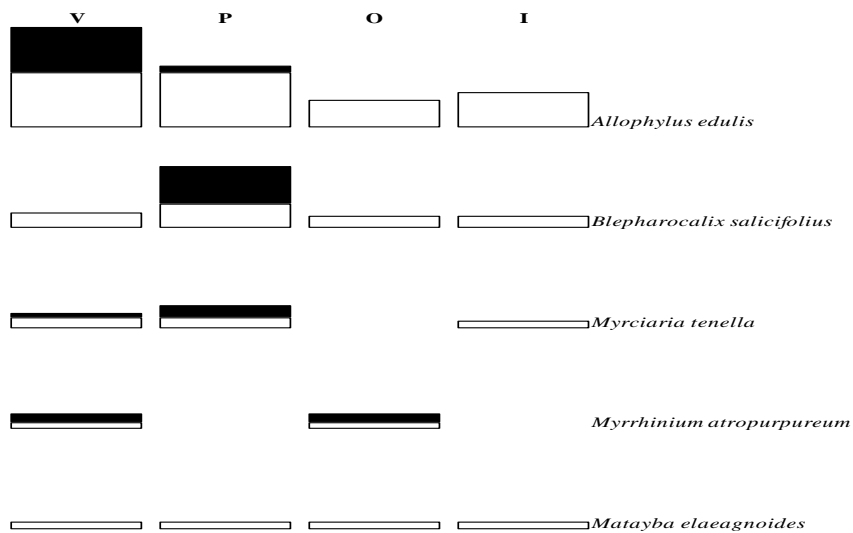
O recrutamento das cinco principais espécies (68%), concentrou-se durante as medições do inverno e outono. *Allophylus edulis* e *Myrrhinium atropurpureum* recrutaram nestas duas estações, *Daphnopsis racemosa*, no inverno, *Blepharocalyx salicifolius*, no outono e *Matayba elaeagnoides*, no inverno e na primavera, principalmente (FIGURA 3).

A mortalidade das cinco principais espécies (70%), foi mais intensa durante a primavera, seguida pelo verão, sendo o caso de *Allophylus edulis* e *Myrciaria tenella* com alta mortalidade nestas duas estações, *Blepharocalyx salicifolius*, na primavera, e *Myrrhinium atropurpureum*, no verão e no outono. *Matayba elaeagnoides* encontra-se distribuída proporcionalmente durante todas as estações (FIGURA 4).



(Legenda: P=primavera, O=outono, I=inverno, V=verão)

FIGURA 3 - Recrutamento de cinco espécies com a maior densidade por estação do ano de uma floresta aluvial no Sul do Brasil (em preto, estação do ano com valores acima da média para a espécie)



(Legenda: P=primavera, O=outono, I=inverno, V=verão)

FIGURA 4 - Mortalidade de cinco espécies com a maior densidade por estação do ano de uma floresta aluvial no Sul do Brasil (em preto, estação do ano com valores acima da média para a espécie)

Em termos absolutos, a Classe I de altura (20 cm e 49 cm) obteve o maior número de indivíduos mortos (465, 70%) ($F = 5,54$; $P = 0,0433$) e a Classe II (10%), o maior valor relativo. Considerando o valor médio por ano e para as Classes I, II e III foi praticamente igual (7%) (TABELA 5).

TABELA 5 – Número de Indivíduos e mortalidade por classe de altura e por ano de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Ano	N. ind. por Classe de Altura											
	Total				Mortalidade				%			
	I	II	III	Média	I	II	III	Média	I	II	III	Média
2013	456	120	93	223	16	6	2	8	4	5	2	4
2014	513	113	89	238	45	9	11	22	9	8	12	10
2015	425	98	75	199	24	8	6	13	6	8	8	7
Média	465	110	86	220	28	8	6	14	6	7	7	7

Dinâmica da regeneração relacionada à altura do lençol freático

Conforme o agrupamento das parcelas, considerando uma distância euclidiana de 20%, verificaram-se três níveis de altura do lençol freático, sendo profundo (parcelas 1, 2, 3 e 7), com amplitude de 87 cm a 94 cm, intermediário (4, 5, 6, 10, 13, 14, 17 e 21), com amplitude de 58 cm a 73 cm, e superficial (8, 9, 11, 12, 15, 16, 18, 19, 20), com amplitude de 17 cm a 51 cm, resultando em valores médios de 90 cm, 67 cm e 41 cm, respectivamente. A variação das médias das parcelas da altura do lençol freático foi de 7 cm no profundo, de 15 cm no intermediário e de 34 no superficial (FIGURA 5).

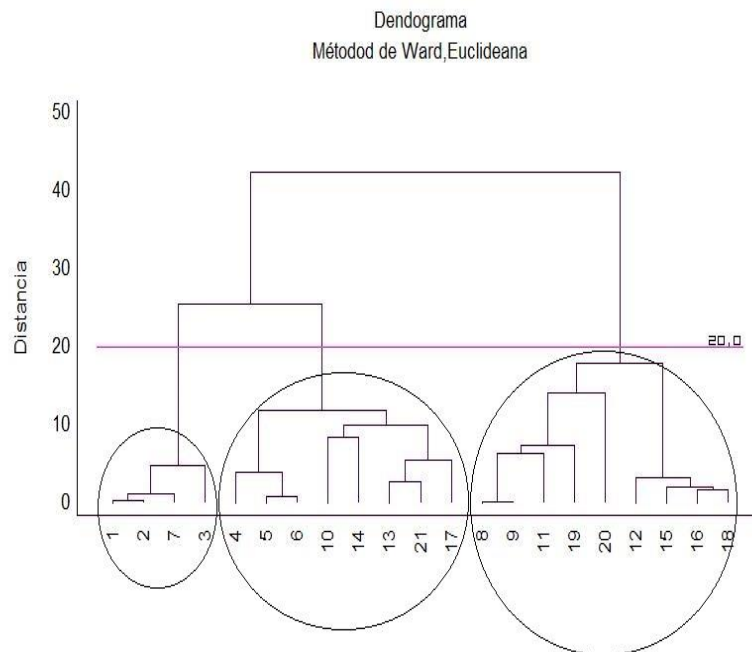


FIGURA 5 - Agrupamentos das parcelas com base na altura do lençol freático de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial do Sul do Brasil

Parâmetros fitossociológicos por altura do lençol freático

Considerando o período de estudo, lençol freático intermediário apresentou a maior densidade absoluta de regenerantes, seguido pelo profundo e superficial, porém, os valores não foram significativos ($F = 0,68$; $P = 0,5069$) (TABELA 6).

O lençol freático profundo obteve o maior recrutamento, principalmente, na estação do verão e do outono, seguido pelo intermediário, durante o inverno. A mortalidade também foi superior no profundo, durante a primavera e o verão, seguida pelo intermediário e pelo superficial, no verão. Em termos relativos, o recrutamento foi superior à mortalidade no lençol freático profundo (15%), inferior no superficial (37%) e, proporcional, no intermediário, apresentando pouca variação (2%), (TABELA 7). A variação da mortalidade ($F = 4,89$; $P = 0,0550$) e do recrutamento ($F = 0,62$; $P = 0,5704$) por altura do lençol freático não foi significativa.

TABELA 6 - Número de Indivíduos da regeneração por altura do lençol freático de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Espécie	P	I	S
<i>Allophylus edulis</i>	35	126	86
<i>Blephacoralix salicifolius</i>	40	21	18
<i>Matayba elaeagnoides</i>	10	17	15
<i>Myrciaria tenella</i>	1	15	23
<i>Myrrhinium atropurpureum</i>	5	12	10
<i>Eugenia uniflora</i>	3	9	13
<i>Maytenus ilicifolia</i>	2	7	9
<i>Daphnopsis racemosa</i>	0	5	12
<i>Machaerium sp.</i>	2	9	6
<i>Syagrus romanzoffianum</i>	9	8	1
<i>Casearia decandra</i>	0	15	1
<i>Strychnos brasiliensis</i>	5	6	2
<i>Myrcianthes gigantea</i>	3	7	2
<i>Campomanesia xantocarpa</i>	2	3	4
<i>Prunus myrtifolia</i>	0	4	5
<i>Calypttranthes concinna</i>	1	2	5
<i>Eugenia uruguayensis</i>	3	4	1
<i>Cupania vernalis</i>	3	3	1
<i>Ligustrum lucidum</i>	2	3	1
<i>Myrcia hatschbachii</i>	0	2	4
<i>Scutia buxifolia</i>	2	3	0
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	2	2	1
<i>Myrsine coriacea</i>	0	0	3
<i>Ocotea puberula</i>	1	0	2
<i>Trichillia elegans</i>	3	0	0
<i>Nectandra megapotammica</i>	0	0	2
<i>Picramnia parvifolia</i>	0	0	1
<i>Schinus terebinthifolius</i>	0	1	0
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	0	1	0
Espécie Indeterminada 1	0	1	0
Espécies indeterminada 2	0	0	1
Total	134	286	229

(Legenda: Altura do lençol freático: P= profundo; I= intermediário; S= superficial)

TABELA 7 - Recrutamento e mortalidade da regeneração, por estação e por altura do lençol freático de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Lençol Freático	Recrutamento						Mortalidade					
	O	I	P	V	Total	Média	O	I	P	V	Total	Média
Profundo	8	3	3	20	34	9	2	6	11	10	29	7
Intermediário	13	22	10	8	53	13	11	12	11	20	54	14
Superficial	12	10	6	8	36	9	9	8	15	25	57	14
Total	33	35	19	36	123	31	22	26	37	55	140	35

(Legenda: O= outono, I= inverno, P= primavera, V= verão)

Syagrus romanzoffiana atingiu a maior taxa de mudança na regeneração, apresentando aumento na densidade entre as amostragens realizadas em 2002 e 2012, depois desta, seguem *Strychnos brasiliensis*, *Ligustrum lucidum*, *Myrcia hatschbachii*, *Prunus myrtifolia* e *Blepharocalyx salicifolius* (TABELA 8).

TABELA 8 - Número de indivíduos por espécie da regeneração, grupo ecológico e taxa de mudança verificados em 2001 (CARVALHO *et al.*, 2009) e 2012 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Nome Científico	N. Ind.		TR (%)
	Regeneração 2002	Regeneração 2012	
<i>Syagrus romanzoffiana</i>	119,0	1619,0	1260,5
<i>Strychnos brasiliensis</i>	238,1	1238,1	420,0
<i>Ligustrum vulgare</i>	119,0	571,4	380,2
<i>Myrcia hatschbachii</i>	119,0	571,4	380,2
<i>Prunus sellowii</i>	238,1	857,1	260,0
<i>Blepharocalyx salicifolius</i>	2738,1	7523,8	174,8
<i>Myrcianthes gigantea</i>	714,3	1142,9	60,0
<i>Calypttranthes concinna</i>	595,2	761,9	28,0
<i>Machaerium paraguayense</i>	1309,5	1619,0	23,6
<i>Trichilia elegans</i>	238,1	285,7	20,0
<i>Matayba elaeagnoides</i>	3452,4	4000,0	15,9
<i>Casearia decandra</i>	1428,6	1523,8	6,7
<i>Maytenus ilicifolia</i>	1666,7	1714,3	2,9
<i>Campomanesia xanthocarpa</i>	952,4	857,1	-10,0
<i>Ocotea puberula</i>	357,1	285,7	-20,0
<i>Eugenia uruguayensis</i>	952,4	761,9	-20,0
<i>Allophylus edulis</i>	30952,4	23523,8	-24,0
<i>Eugenia uniflora</i>	3333,3	2381,0	-28,6
<i>Cupania vernalis</i>	952,4	666,7	-30,0
<i>Myrrhineum atropurpureum</i>	4166,7	2571,4	-38,3
<i>Daphnopsis racemosa</i>	2857,1	1619,0	-43,3
<i>Nectandra megapotamica</i>	357,1	190,5	-46,7
<i>Myrciaria tenella</i>	8095,2	3904,8	-51,8
<i>Scutia buxifolia</i>	1071,4	476,2	-55,6
<i>Sebastiania brasiliensis</i>	238,1	95,2	-60,0
<i>Picramnia parvifolia</i>	238,1	95,2	-60,0
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	1547,6	476,2	-69,2
<i>Myrcogenia glaucescens</i>	833,3	0,0	-100,0
<i>Schinus terebinthifolius</i>	-	95,2	
<i>Citronela</i> sp.	476,2	-	
<i>Ocotea pulchella</i>	357,1	-	
<i>Dalbergia frutescens</i>	1904,8	-	
Espécie Indeterminada (01)	238,1	-	
Espécie Indeterminada (02)	119	-	
<i>Myrcia</i> sp.	119	-	
Leguminosa	-	95,2	
<i>Myrsine coriacea</i>	-	285,7	
Myrtaceae	-	95,2	
Total	73.095,2	61.904,8	-1,5

(Legenda: N. Ind. - número de indivíduos, CEL – clímax exigente de luz, CTS= climax tolerante à sombra, PI= pioneira, P= preferencial, G - generalista)

As duas espécies com o maior valor da taxa de mudança pertencem ao grupo ecológico das pioneiras e preferenciais, depois destas, considerando as cinco espécies principais, todas são clímax e generalistas (TABELA 8).

Myrceugenia glaucescens, *Gymnanthes klotzschiana*, *Sebastiania brasiliensis*, *Picramnia parvifolia*, *Scutia buxifolia* e *Myrciaria tenella* tiveram comportamentos diferentes, a representatividade destas espécies está diminuindo, apresentando valores negativos (TABELA 8).

DISCUSSÕES

Composição Florística e Estrutura

O período de avaliação proposto para o estudo não foi suficiente para verificar variações significativas na densidade de plântulas. Em comparação com uma amostragem realizada na regeneração em 2002, na mesma área, constatou-se que o número de famílias, de gêneros e de espécies se manteve semelhante, 73.095 indivíduos / hectare, distribuídos em 16 famílias, 28 gêneros e 34 espécies (CARVALHO *et al.*, 2009).

Relacionando a regeneração com o estrato superior, observa-se que o número de indivíduos, espécies e de famílias foi maior na regeneração e que o número de gêneros foi o mesmo, porém, diferentes, assim, o estrato superior possui 2.562 indivíduos / hectare, distribuídos em 13 famílias, 27 gêneros e 28 espécies (BARDDAL *et al.*, 2004), indicando que em florestas aluviais a restrição ao estabelecimento é forte nas etapas iniciais do desenvolvimento da planta, impondo uma seletividade que resulta em poucas populações de alta abundância no estrato superior (CARVALHO *et al.*, 2009). Fontes *et al.* (2015) verificaram que fitossociológica e estruturalmente a regeneração é diferente do estrato superior, onde, intolerantes a anoxia irão morrer antes de atingir os estratos superiores.

Allophylus edulis, que obteve o maior valor para a densidade, é clímax tolerante à sombra e predominante nos estratos inferiores das florestas aluviais (CARVALHO *et al.*, 2009, SANCHOTENE, 1989), caracterizadas pela restrição hídrica (IVANAUSKAS *et al.*, 1997), sujeitas a pulsos de inundação periódicos, onde o lençol freático fica próximo da superfície do solo (KOZLOWSKI, 1984; BRINSON, 1990; CASANOVA; BROCK, 2000; CURCIO, 2006). O Gleissolo é típico destes ambientes e predominante no local, apto para hidrófilas (CURCIO *et al.*, 2007; REITZ, 1980).

O valor obtido por esta espécie para densidade relativa não foi superior a 50%, desta forma, o estrato superior caracterizou-se por ser mais homogêneo que a regeneração, devido ao predomínio de *Gymnanthes klotzschiana*, pioneira, com valores

superiores a 50% para todos os parâmetros fitossociológicos (IBGE, 2012; BARDDAL *et al.*, 2004; CARVALHO *et al.*, 2009; NETO, 2011), caracterizando o estrato superior da floresta como monodominante (CONNELL; LOWMAN, 1989).

A representatividade desta espécie diminuiu em 24%, em relação a 2002 (CARVALHO *et al.*, 2009). Assim, em longo prazo, a redução de abundância de espécies comuns favorece a diversidade devido ao aumento de espécies menos abundantes, tornando a comunidade mais heteroespecífica, podendo modificar a sua estrutura (CORRÊA *et al.*, 2015).

A segunda espécie em densidade foi *Blepharocalyx salicifolius*, clímax exigente de luz, que substituiu *Myrciaria tenella*, clímax tolerante à sombra, que ocupava esta posição em 2002 (CARVALHO *et al.*, 2009), seletiva higrófila e características das planícies aluviais (REITZ *et al.*, 1983; REITZ *et al.*, 1979), onde o ambiente é semi-hidromorfo ou hidromórfico (REITZ *et al.*, 1983; REITZ *et al.*, 1979; CURCIO *et al.*, 2007).

Allophylus edulis e *Myrrhinium atropurpureum*, clímax tolerante a sombra e, *Blepharocalyx salicifolius*, clímax exigente de luz, estão bem representados na regeneração e no estrato superior (NETO, 2011; BARDDAL *et al.*, 2004). Além de serem clímax e tolerarem o sombreamento da regeneração, esta relação é esperada, pois possuem ampla distribuição e ocorrem associados as planícies aluvionares (BARDDAL *et al.*, 2004; CURCIO *et al.*, 2006; CURCIO *et al.*, 2007; CARVALHO *et al.*, 2009).

Por outro lado, *Matayba elaeagnoides*, *Maytenus ilicifolia*, *Daphnopsis racemosa*, *Strychnos brasiliensis* e *Cupania vernalis*, que são generalistas, ocorreram apenas na regeneração, sendo comuns a vários ambientes, possuem padrões distintos de hidromorfia (FONTES *et al.*, 2015; MATOS; FELFILI, 2010; LOPES; SCHIAVINI, 2007; LENZA; OLIVEIRA, 2005; SILVA *et al.*, 1998). Esta relação, também, foi verificada em um estudo realizado em uma floresta de galeria na região central do Brasil (FONTES *et al.*, 2015). A composição futura do dossel da floresta é resultado dos indivíduos jovens crescendo abaixo do dossel, no entanto, não é possível assumir que os indivíduos jovens atuais irão representar o dossel futuro, pois, cada espécie apresenta

características próprias de fecundidade, de taxas de crescimento e de mortalidade (SWANE; HALL, 1988).

Indivíduos adultos de *Matayba elaeagnoides*, responsáveis pela disseminação de sementes no ambiente, ocorreram fora das parcelas utilizadas para o estudo fitossociológico do estrato superior, podendo sinalizar, pelo menos parcialmente, a substituição futura das espécies pioneiras do estrato superior, como *Gymnanthes klotzschiana* e *Schinus terebinthifolius*.

Em comparação com outros estratos e trabalhos, o valor da diversidade foi mediano, como em um estudo realizado em Floresta Ombrófila Mista na Floresta Nacional de São Francisco de Paula, no Rio Grande do Sul, observou-se que este índice variou de 2,79 a 3,4, denotando a alta diversidade (KANIESKI *et al.*, 2010), pois, os valores deste índice situam-se entre 1,5 a 3,5 para a Floresta Ombrófila Mista (DURIGAN, 1999). Foi superior ao observado na regeneração amostrada em 2002, no mesmo local do estudo (2,36, $p < 0,01$, conforme o teste de Hutchenson) (CARVALHO *et al.*, 2009; FONTES *et al.*, 2015) e ao do estrato superior (1,56, $p < 0,01$, conforme o teste de Hutchenson) (BARDDAL *et al.*, 2004). Desta forma, a diversidade e a riqueza decresceram do estrato de regeneração para o superior e demonstraram que, embora um grande número de propágulos possa chegar até a floresta aluvial, fatores relacionados com a qualidade dos microsítios de regeneração limitam o estabelecimento de muitas delas (CARVALHO *et al.*, 2009).

Considerando que se trata de um ambiente que apresenta condições hídricas extremas (LOBO; JOLY, 2000; WHITTAKER, 1972), a presença das espécies raras contribui para o aumento da diversidade e da riqueza, sendo o caso da maioria das espécies que apresentaram de um a três indivíduos, como *Ocotea puberula*, *Picramnia parvifolia*, *Sebastiania brasiliensis*, *Schinus terebinthifolius*, *Nectandra megapotamica*, *Trichilia elegans* e *Myrsine coriácea* que são tolerantes à hidromorfia, mas de adaptação limitada (BARDDAL *et al.*, 2004). Solos hidromórficos e semi-hidromórficos atuam como filtro abiótico sobre a comunidade da regeneração e do estrato superior, pois nem todas as espécies toleram a saturação hídrica constante, a qual depende de adaptações anatômicas, fisiológicas e bioquímicas, podendo comprometer as espécies devido aos baixos teores de oxigênio e o estabelecimento no estrato superior (FONTES *et al.*, 2015).

Assim, populações pequenas têm menores chances de sobrevivência, devido à redução da variabilidade genética e da maior probabilidade de cruzamento entre indivíduos aparentados, expondo genes deletérios ou genes que reduzem a sobrevivência dos indivíduos (MATTHIES *et al.*, 2004).

Devido à limitação de recursos nestas situações, o crescimento e a habilidade competitiva são afetados para algumas espécies (KEDDY *et al.*, 2002; BROOKER, 2006). Neste contexto, espécies competidoras mais eficientes podem reduzir a riqueza e a diversidade, pois, têm capacidade de ocupar o espaço rapidamente, indisponibilizando-o para as demais, podendo gerar, perda local de espécies (BROOKER, 2006). Sendo assim, diferentes condições abióticas, conjugadas a fatores históricos, podem condicionar tipos diferentes de vegetação (MARTINS; SANTOS, 2015) e a sua dinâmica.

Grupo Ecológico

A classificação com base nos grupos ecológicos foi baseada de acordo com as características ambientais (DURIGAN *et al.*, 2001), no caso, considerou-se a tolerância à saturação hídrica, fator condicionante deste ambiente e à luminosidade, por ser a base da seleção de espécies em qualquer ambiente. Considerando os grupos ecológicos relacionados à luz, as clímax tolerante à sombra, representadas principalmente por *Allophylus edulis*, detêm o maior número de indivíduos, seguidas pelas clímax exigente de luz, com destaque para *Blepharocalyx salicifolius*. A condição de sombreamento do sub-bosque favoreceu a presença deste grupo, limitando o das pioneiras. A germinação das sementes, o estabelecimento e o desenvolvimento das plântulas clímax ocorrem no sub-bosque e apresentam alta e rápida mortalidade e crescimento lento (SWAINE; WHITMORE, 1988), a dispersão das sementes é limitada, apresentando baixa dormência, ponto de compensação e taxa fotossintética (BROKAW, 1985).

Considerando o grupo ecológico relacionado à luminosidade, o sombreamento provocado pelo dossel, também favoreceu as climácicas e, à saturação hídrica, as preferenciais que, apresentaram a maior densidade e consequentemente, maior dinâmica

de recrutamento e mortalidade. Com o aumento da radiação solar direta no sub-bosque a umidade do solo reduz, favorecendo o estabelecimento de espécies generalistas imigrantes (FONTES *et al.*, 2015).

Devido à adversidade do ambiente, os indivíduos precisam ser tolerantes as suas características, que neste caso, é seletivo para a maioria, favorecendo às preferenciais, como *Allophylus edulis*. Assim, espécies preferenciais irão favorecer um ambiente homogêneo dentro de um espaço e período de tempo, enquanto que as generalistas favorecerão um ambiente mais heterogêneo (FUTUYMA; MORENO, 1988; KASSEN, 2002), podendo ser favorecidas por distúrbios locais que geram gradientes de substituição (CONNELL; SLATYER, 1978) e pelo aumento da radiação solar direta no sub-bosque que reduz a umidade do solo (FONTES *et al.*, 2015).

Devido a maior densidade, as clímax tolerante à sombra e às preferenciais, apresentaram maior dinâmica de recrutamento e mortalidade. As taxas de mortalidade relacionam-se à densidade (DESLOW, 1987) e o balanço entre o recrutamento e a mortalidade varia de acordo com a tipologia e com o distúrbio (ROLIM *et al.*, 1999).

Desta forma, verificou-se o predomínio de indivíduos clímax tolerante à sombra na regeneração e de pioneiras no estrato superior (NETO, 2011; BARDDAL *et al.*, 2004). Os dois estratos são caracterizados por espécie preferenciais, adaptadas ao regime hídrico local. Assim, cada estrato é constituído por um grupo de espécies tolerantes a uma determinada situação (CARVALHO *et al.*, 2009), existindo uma grande diferença de condições ambientais, como a intensidade luminosa, de umidade do ar e de vento (RICHARDS, 1979), resultando em nichos distintos para o estabelecimento das plantas (GRUBB, 1977; HUBBELL; FOSTER, 1990). Esta relação também é refletida através do Índice de Similaridade de Sorensen, que demonstrou semelhança de 63,5% entre a amostragem atual e a de 2002.

Ligustrum lucidum, originária da China (ARAGÓN; GROOM, 2003) e exótica invasora no Brasil (ZILLER, 2006), ocupa os estratos inferiores das florestas (HOWELL, 2008), podendo formar densos estratos monoespecíficos nas bordas e invadir áreas naturais, como as florestas aluviais (BATCHER, 2000).

A distribuição dos grupos ecológicos por classe de altura, seguiu a tendência da comunidade, predominando as clímax tolerante à sombra e as preferenciais. A maioria dos indivíduos de uma determinada espécie, como *Allophylus edulis*, possuiu maior densidade na primeira classe, declinando nas classes seguintes, porém, esta relação variou com a espécie, não sendo regra para todas, como o caso de *Blepharocalyx salicifolius* e *Matayba elaeagnoides*.

Recrutamento e Mortalidade

A mortalidade, superior ao recrutamento, ocorreu, principalmente, durante as estações de primavera e verão. Possivelmente, esteja relacionada, além da disputa pelo recurso luz, à recorrência de inundações na área, gerando, frequentemente, ambientes hipóxicos e / ou anóxicos, atuando na seleção natural das espécies (DAMASCENO JÚNIOR *et al.*, 2004; GUIMARÃES *et al.*, 2008; IVANAUSKA *et al.*, 1996). Em outro ambiente sujeito a inundação, o número de indivíduos e o recrutamento foram superiores nos locais onde não ocorria inundação, o que compensava a mortalidade (MARQUES *et al.*, 2009), sendo assim, a mortalidade de árvores está fortemente relacionada a fatores endógenos e exógenos (VEBLEN, 1992; BROKAW; WALKER, 1991).

O recrutamento e a mortalidade ocorreram de forma distinta, pode-se considerar que o balanço desta dinâmica, varia de acordo com a tipologia e com o distúrbio, não sendo, necessariamente, uniformemente, distribuídos no espaço e no tempo (ROLIM *et al.*, 1999).

Durante o outono e o inverno, ocorre senescência foliar em decorrência da presença de espécies decíduas e semidecíduas, como *Gymnanthes klotzschiana*, dominante no estrato superior, o dossel torna-se mais aberto, favorecendo a entrada de luz (MILANI, 2013) e, conseqüentemente, o recrutamento de plântulas. A disponibilidade de luz é crucial para o desenvolvimento das espécies (LARCHER, 2003), a abertura do dossel tem conseqüências no recrutamento e desempenho das mesmas (PRITCHARD; COMEAU, 2004), desta forma, as espécies estabelecidas no estrato superior, em virtude

de sua estrutura e longevidade, podem exercer grande influência no padrão de luz no sub-bosque (VÁZQUEZ-YANEZ; OROSCO-SEGOVIA, 1990, FACELLI; PICKETT, 1991, GANDOLFI, 2000) e, conseqüentemente, afetam a germinação e o estabelecimento (GUARIGUATA; OSTERTAG, 2001), podendo limitar o recrutamento, a abundância, a sobrevivência e a distribuição espacial da regeneração (GANDOLFI, 2003).

As espécies com maior número de indivíduos (*Allophylus edulis*, *Blepharocalyx salicifolius*) detiveram o maior recrutamento e mortalidade, também observado por Felfili (1995). Por serem as mais adaptadas ao regime de perturbação que prevalece no ambiente onde ocorrem (DENSLOW, 1980; HARTSHORN, 1980), atingiram a maior dinâmica, mantendo a sua população estável.

A tendência das espécies mais abundantes na comunidade foi o recrutamento durante o inverno e outono, sendo o caso de *Allophylus edulis* e *Blepharocalyx salicifolius*, respectivamente, contrária a tendência da comunidade, que foi na primavera. Além destas, *Daphnopsis racemosa*, *Myrrhinium atropurpureum* e *Matayba elaeagnoides* foram observadas neste período. Embora sejam clímax, a queda das folhas das árvores do dossel é necessária para a dinâmica das mesmas.

Hovenia dulcis, que é exótica invasora (ZILLER, 2006), por ser pioneira, apresentou baixa densidade de plântulas recrutadas, pois, não encontrou condições favoráveis para o seu desenvolvimento. O início da germinação e estabelecimento desta espécie foi verificado em julho, atingindo o pico máximo em setembro, ocorrendo um declínio acentuado, tendo janeiro como limite máximo de sobrevivência das plântulas, o ciclo termina com a morte de todas as plântulas (GALVÃO *et al.*, 2016, no prelo).

Gymnanthes klotzschiana, pioneira, não recrutou nenhum indivíduo no período, embora caracterize a floresta por ser dominante no estrato superior, característica das florestas aluviais do Sul do Brasil. Na mesma área de estudo foi verificado que a senescência foliar desta espécie ocorre de forma continuada e a época de maior concentração é durante os meses de julho a setembro, coincidindo com o inverno (MILANI, 2013), mas, mesmo assim, o sub-bosque possui intensidade de luz insuficiente para o seu estabelecimento. A ausência de plântulas de uma determinada espécie pode ser

consequência da periodicidade da produção de sementes, taxas de crescimento e condições ambientais habitat (FONTES *et al.*, 2015).

Considerando que existem três indivíduos adultos *Matayba elaeagnoides* desta espécie, se pode inferir que as plântulas que estão mais longe da planta-mãe possuem vantagem competitiva, porque são menos suscetíveis de serem atacadas por predadores e / ou agentes patogênicos específicos (CONNEL, 1971; JANZEN, 1970). A mortalidade nas proximidades da planta-mãe é, praticamente, completa, o recrutamento é limitado e os adultos são mais uniformemente espaçados do que o esperado a partir do padrão de queda das sementes (FONTES *et al.*, 2015; SCHUPP, 1992). O espaço entre os indivíduos adultos propicia a colonização por outras espécies, desta forma, a exclusão competitiva condiciona um menor número de espécies coexistindo na comunidade (FONTES *et al.*, 2015).

Embora a mortalidade tenha sido superior ao recrutamento, observou-se que nem todas as espécies seguiram esta tendência, como é o caso de *Matayba elaeagnoides*, *Myrrhinium atropurpureum*, *Daphnopsis racemosa*, *Eugenia uniflora* e *Maytenus ilicifolia*. Estas espécies são clímax, portanto, toleram as condições limitadas de luminosidade que preponderam no sub-bosque, favorecendo o recrutamento, porém, não significa que serão alçadas aos estratos superiores. No estudo realizado com a regeneração na mesma área, observou-se que, passados 12 anos, *Matayba elaeagnoides* e *Maytenus ilicifolia* não compõem o estrato superior (CARVALHO *et al.*, 2009).

A distribuição das plântulas nas três classes de altura definidas para a regeneração, em termos absolutos, confirma a tendência de um número maior de plântulas na Classe I, devido a isto, apresentou maior mortalidade, assim, a probabilidade maior da mortalidade ocorrer nas fases iniciais do ciclo de vida ou nas classes inferiores de tamanho (HOWE; SMALLWOOD, 1982; PETERS, 2003), pois os indivíduos são mais vulneráveis às variações ambientais, à herbivoria e à competição (AUGSPURGER, 1984; CONDIT *et al.*, 1995). Porém, em relação aos valores relativos, a mortalidade foi constante por classe de altura e, da mesma forma, distribuída proporcionalmente, por grupos ecológicos. Assim, a densidade de plântulas reduz nas classes maiores, mas a seleção torna-se mais intensa. Até a fase adulta, os indivíduos de uma população vegetal

passam por seleções ambientais e biológicas que limitam o seu estabelecimento (CONNEL *et al.*, 1984).

O comportamento distinto das espécies em relação à dinâmica do recrutamento e da mortalidade possivelmente seja decorrência do período fenológico e de oportunidade de estabelecimento da plântula. O recrutamento depende da quantidade de sementes disponibilizadas pelos indivíduos para a germinação (ERIKSSON; EHRLÉN, 1992; WATKINSON, 1997), onde o local de deposição das sementes é importante para determinar a chance de sobrevivência e de estabelecimento de uma espécie (FLEMING; WILLIAM, 1990).

Parâmetros fitossociológicos por altura do lençol freático

Por tratar-se de uma floresta aluvial, a regeneração é caracterizada por poucas espécies que definem a comunidade e, que estiveram presentes nos três agrupamentos relacionados à altura do lençol freático, sendo *Allophylus edulis*, *Blepharocalyx salicifolius* e *Matayba elaeagnoides*.

Não houve diferenças estatísticas para a variação da densidade por altura do lençol freático, da mesma forma, que para a dinâmica de regeneração e mortalidade, assim, o lençol freático não influenciou a dinâmica da regeneração.

As espécies presentes no lençol freático intermediário e superficial, encontram-se ajustadas às condições de saturação mais frequente do solo, dado ao afastamento da construção do dique e a época de amostragem, considerando que nenhum regenerante possuiu provavelmente mais de 10 anos. Desta forma, o estresse provocado pela inundação pode tanto limitar o crescimento das plântulas, quanto não causar efeitos (JOLY 1991; 1996), dependendo do grau de tolerância da espécie (MARQUES *et al.*, 2003), sendo possível que indivíduos de diferentes idades sofram influência diferenciada do excesso de água no solo (CARVALHO *et al.*, 2009).

CONCLUSÕES

A regeneração da Floresta Ombrófila Mista Aluvial estudada é representada principalmente por espécies clímax como *Allophylus edulis* seguida por *Blepharocalyx salicifolius* e *Matayba elaeagnoides* e preferencial, devido à sua restrição hídrica. Devido a maior densidade, a dinâmica de recrutamento e de mortalidade é maior que as demais, o que denota a correlação entre estes parâmetros.

Allophylus edulis possui valores expressivos, mas não caracteriza uma monodominância na regeneração, pois, este estrato é mais diverso que o superior, relação confirmada pelos dados estruturais, do Índice de Shannon e estimador não-paramétrico de Jackknife I.

O estudo não detecta, em um espaço de dois anos, alterações significativas na composição e na estrutura da regeneração. No entanto, quando comparado ao levantamento realizado em 2002, na mesma área, observa-se alternância de densidade entre espécies e que, a espécie de maior representatividade tem reduzido a sua predominância, favorecendo o aumento da diversidade.

De acordo com os valores totais, a mortalidade é superior ao recrutamento devido as restrições hídricas que condicionam uma condição hipóxica e/ou anóxica, ocorrendo, principalmente, no verão e na primavera, período de maior intensidade de chuvas. Durante o outono e o inverno, o recrutamento é superior a mortalidade, sendo favorecido devido a presença de decíduas no dossel, permitindo maior entrada de luz, nestes períodos. Assim, a dinâmica do ambiente contribui para o equilíbrio entre o recrutamento e a mortalidade. *Matayba elaeagnoides*, *Myrrhinium atropurpureum*, *Daphnopsis racemosa*, *Eugenia uniflora* e *Maytenus ilicifolia*, contrárias a tendência da comunidade, obtiveram recrutamento superior.

Devido ao sombreamento do dossel, as clímax tolerante à sombra possuem maior densidade, assim como, as preferenciais, devido às restrições hídricas, apresentam também, a maior dinâmica de recrutamento e mortalidade.

Em termos absolutos, a Classe I de altura dos indivíduos da regeneração apresentou maior densidade e, conseqüentemente, mortalidade, confirmando a relação entre mortalidade e densidade e a probabilidade desta dinâmica ser intensa nas fases iniciais do ciclo de vida e maior efeito das intempéries e da competição. Porém, em relação aos valores relativos, a mortalidade foi constante e, da mesma forma, distribuída proporcionalmente, por grupos ecológicos. Assim, a densidade de plântulas reduz nas classes maiores, devido a uma seleção mais intensa nas classes inferiores. Porém, esta distribuição, varia por espécie, *Blepharocalyx salicifolius* e *Matayba elaeagnoides* não seguiram esta tendência.

Embora não tenham sido significativas, ocorreram diferenças na dinâmica de recrutamento e de mortalidade por altura do lençol freático. De acordo com os valores relativos, o superficial apresenta maior mortalidade, sendo portanto, mais adverso que o intermediário e o profundo, com recrutamento superior aos demais.

Após o impacto, as espécies se reeajustaram ao ambiente, encontram-se adaptadas as condições de restrição hídrica do solo, dado ao afastamento da construção do dique e a época de amostragem em relação a construção do mesmo, considerando que nenhum regenerante possuiu mais de 10 anos, ou seja, até o presente momento, o ambiente se reorganizou diante da nova configuração.

A comunidade estudada é caracterizada por poucas espécies, apresenta uma dinâmica intensa que varia por estação e por ano, onde os indivíduos disputam a disponibilidade de luz para a continuidade da espécie e de espaço, diante de um ambiente adverso em consequência dos pulsos de inundação periódicos, que determinam a dinâmica, favorecendo algumas espécies, em detrimento da maioria, assim, o recrutamento e a mortalidade é uma estratégia de controle, onde ocorre o balanço da quantidade de indivíduos de uma espécie, com uma determinada função específica dentro de um ecossistema.

REFERÊNCIA BIBLIOGRÁFICA

- ARAGÓN, R.; GROOM, M. Invasion by *Ligustrum lucidum* (Oleaceae) in NW Argentina: early stage characteristics in different habitat types. **Revista de Biología Tropical**, San José, v. 51, n. 1, p. 59 - 70, 2003.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP III. An update of the Angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Annals of the Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105 – 121, 2009.
- AUGSPURGER, C. K. Seedling survival of tropical tree species: interactions of dispersal distance, light-gaps and pathogens. **Ecology**, v. 65, p. 1705 – 1712, 1984.
- AVILA, A.L.; ARAUJO, M. M.; LONGHI, S. J.; GASPARIN, E. Agrupamentos florísticos na regeneração natural em remanescente de Floresta Ombrófila Mista, RS, Brasil. **Scientia Forestalis**, Piracicaba, v. 39, p. 331 - 342, 2011.
- BARDDAL, M. L.; RODERJAN, C. V.; GALVÃO, F.; CURCIO, G. R. Caracterização florística e fitossociológica de um trecho sazonalmente inundável de floresta aluvial, em Araucária, PR. **Ciência Florestal**, v. 14, p. 37 – 50, 2004.
- BARREIRA, S; SCOLFORO, S.; BOTELHO, S. A.; MELLO, J. M. Estudo da regeneração natural e da vegetação adulta de um cerrado sensu stricto para fins de manejo florestal. **Scientia Forestalis**, n. 61, p. 64 – 78, 2002.
- BATCHER, M. S. **Element stewardship abstract for *Ligustrum* spp.** The Nature Conservancy, Arlington, VA. 2000.
- BRAUN-BLANQUET, J. **Fitosociología: bases para el estudio de las comunidades vegetales.** Madrid. H. Blume, 820p., 1979.
- BRINSON, M. M. **Riverine forests.** In: LUGO, A. E.; BRINSON, M.; BROWN, S. Ecosystems of the world 15: Forested wetlands. Amsterdam: Elsevier Science, p. 87 – 142, 1990.
- BROKAW, N. V. L. Treefalls, Regrowth, and Community Structure in Tropical Forests. In: Pickett, S.T.A. & White, P.S (Ed.). **The Ecology of Natural Disturbance and Patch Dynamics.** New York: Academic Press. 1985.
- BROKAW, N. V. L.; WALKER, L. R.; Summary of the effects of Caribbean hurricanes on vegetation. **Biotropica**, Washington, v. 23, n. 4, p. 442 - 447, 1991.
- BROOKER, R. W. Plant-plant interactions and environmental change. **New Phytologist**, v. 171, p. 271 – 284, 2006.
- CARVALHO, J; MARQUES, M. C. M.; RODERJAN, C. V., SOUSA, S. G. A; BARDDAL, M. Relações florísticas e estruturais entre os estratos de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no Paraná. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 1 - 9, 2009.

- CASANOVA, M. T.; BROCK, M. A. How do depth, duration and frequency of flooding influence establishment of wetland plant communities? **Plant Ecology**, v. 147, p. 237 – 250, 2000.
- CHAZDON, R. Regeneração de florestas tropicais. **Bol. Mus. Para. Emílio Goeldi. Cienc. Nat.**, Belém, v. 7, n. 3, p. 195 - 218, 2012
- CONDIT, R.; HUBBEL, S. P.; FOSTER, R. B. Mortality rates of 205 neotropical tree and shrub species and the impact of a severe drought. **Ecological Monographs**, v. 65, p. 419 – 439, 1995.
- CONNEL, J. H.; LOWMAN, M. D. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. **American Naturalist**, v. 134, p. 88 - 119, 1989.
- CONNEL, J. H.; TRACEY, J. G.; WEBB, L. J. Compensatory recruitment, growth, and mortality as factors maintaining rain forest tree diversity. **Ecological Monographs**, v. 54, p. 141 – 164, 1984.
- CONNELL, J. H.; SLATYER, R. O. Mechanisms of succession in natural communities and their role in community stability and organization. **The American Naturalist**, v. 111, n. 982, p. 1119 – 1144, 1978.
- CONNELL, J. H. **On the role of natural enemies in preventing competitive exclusion in some marine animals and in rain forest trees**. In: Dynamics of Populations, PUDOC, Wageningen: The Netherlands, p. 298 - 312, 1971.
- COLWELL, R. K. 2006. **EstimateS: statistical estimation of species richness and shared species from samples**. Version 8.0. User's guide and application published at <http://purl.oclc.org/estimates>
- COLWELL R. K., CODDINGTON J. A. Estimating terrestrial biodiversity through extrapolation. **Philosophical Transaction of the Royal Society of London**, v. 345, p. 101 – 118, 1994.
- CORRÊA, C. E.; SANTOS, F. A. M. Padrões em comunidades podem ser entendidos pelo comportamento das populações que as compõem? Interface entre estudos de populações e comunidades. IN: **Fitossociologia no Brasil: Métodos e estudos de casos**. V. II. Ed. EISENLOHR, P. V.; FELFILI, J. M.; MELO, M. M. R. F.; ANDRADE, L. A.; MEIRA NETO, J. A. A. Viçosa, MG: Ed UFV. 2015. 556p.
- CURCIO, G. R.; GALVÃO, F.; BONNET, A.; BARDDAL, M. L.; DEDECEK, R. A. A floresta fluvial em dois compartimentos do rio Iguaçu, Paraná, Brasil. **Floresta**, 37, p. 125 – 147, 2007.
- CURCIO, G. R.; BONNET, A.; PESTANA, D.; SOUZA, L.; SOCHER, L. G., GALVÃO, F.; RODERJAN, C. V. Compartimentação topossequencial e caracterização fitossociológica de um capão de Floresta Ombrófila Mista. **Floresta**, v. 36, n. 3, p. 361 - 369, 2006.
- DAMASCENO JUNIOR, G. A.; SEMIR, J.; SANTOS, F. A. M.; LEITÃO-FILHO, H. F. Tree mortality in a riparian forest at Rio Paraguai, Pantanal, Brazil, after an extreme flooding. **Acta Botanica Brasilica**, v.18, p. 839 - 846, 2004.

DENSLOW, J. S. Patterns of plant species diversity during succession under different disturbance regimes. **Oecologia**, v. 46, p. 18 – 21, 1980.

DIXON, M. D. 2003. Effects of flow pattern on riparian seedling recruitment on sandbars in the Wisconsin River, Wisconsin, USA. **Wetlands**, v. 23, p. 125 - 139.

DURIGAN, G, RODRIGUES, R. R.; SCHIAVINI, I. A heterogeneidade ambiental definindo a metodologia de amostragem da floresta ciliar. In: RODRIGUES, R. R.; LEITÃO-FILHO, H. F. **Matas Ciliares: conservação e recuperação**. 2. ed. São Paulo: Edusp, Fapesp, Cap. 10, 2001.

DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João da Trunfo – PR**. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 1999.

ERIKSSON, O.; EHRLÉN, J. Seed and microsite limitation of recruitment in plant populations. **Oecologia**, v. 91, p. 360 - 364, 1992.

FELFILI, J. M. Diversity, structure and dynamics of a gallery forest in central Brazil. **Vegetatio**, v. 117, p. 1 - 15, 1995.

FLEMING, T. H.; WILLIAMS, C. F. Phenology, seed dispersal, and recruitment in *Cecropia peltata* (Moraceae) in Costa Rican tropical dry forest. **Journal of Tropical Ecology**, v. 6, p. 163 – 178, 1990.

FONTES, C. G.; WALTER, B. M. T.; PINTO, J. R. R.; DAMASCO, G. Species Turnover across Different Life Stages from Seedlings to Canopy Trees in Swamp Forests of Central Brazil. **International Journal of Ecology**. 2015.

FUTUYMA, D. J.; MORENO, G. The evolution of ecological specialization. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 19, p. 207 - 233, 1988.

GANDOLFI, S. Regimes de luz em florestas estacionais semidecíduais e suas possíveis consequências. In: SALES, V. C. (org.). **Ecosistemas brasileiros: manejo e conservação**. Express: Fortaleza, p. 305 - 311, 2003.

GANDOLFI, S. **História natural de uma Floresta Semidecidual no Município de Campinas (São Paulo, Brasil)**. 520 f. Tese (Doutorado), Universidade Estadual de Campinas, Campinas. 2000.

GUIMARÃES, J. C. C.; VAN DEN BERG, E.; CASTRO, G. C.; MACHADO, E. L. M.; OLIVEIRA-FILHO, A.T. Dinâmica do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta de galeria aluvial no planalto de Poços de Caldas, MG, Brasil. **Revista Brasileira de Botânica**, v. 31, n. 4, p. 621 - 632, 2008.

GRUBB, P. J. The maintenance of species-richness in plant communities: the importance of the regeneration niche. **Biological Reviews**, v. 52, p. 107 – 145, 1977.

HARTSHORN, G. S. Neotropical Forest dynamics. **Biotropica**, v. 12 (supl.), p. 23 – 30, 1980.

HOWE, C. D.; SMALLWOOD, J. 1982. Ecology of seed dispersal. **Annual Review of Ecology and Systematics**, v. 13, p. 201 – 228, 1982.

HUBBELL, S. P.; FOSTER, R. B. The Fate of Juvenile Trees in a Neotropical Forest: Implications For The Natural Maintenance of tropical Tree Diversity. In: BAWA, K.S. AND HADLEY, M. **Reproductive Ecology of Tropical Forest Plants. Main and the Biosphere Series**. Paris. The Parthenon Publishing Group. UNESCO, 421p., 1990.

HURLBERT, S. H. The nonconcept of species diversity: a critic and alternative parameters. **Ecology** , v. 52, p. 578 - 586, 1971.

JANZEN, D. H. Herbivores and the number of tree species in tropical forest, **The American Naturalist**, v. 104, n. 940, p. 501 - 528, 1970.

JOLY, C. A. Flooding tolerance in tropical trees. In: Jackson, M. B.; Davies, D. D.; Lambers, H. **Plant life under oxygen deprivation: ecology, physiology and biochemistry**. SBP Academic Publishing, The Hague, p.23-34, 1991.

KANIESKI, M. R.; ARAUJO, A. C. B.; LONGHI, S. J. Quantificação da diversidade em Floresta Ombrófila Mista por meio de diferentes índices Alfa. **Science Forest**, v. 38, n. 88, p. 567 - 577, 2010.

KASSEN, R. The experimental evolution of specialists, generalists, and the maintenance of diversity, **Journal of Evolutionary Biology**, v. 15, n. 2, p. 173 - 190, 2002.

KEDDY, P.; NIELSEN, K. WEIHER, E. LAWSON, R. Relative competitive performance of 63 species of terrestrial herbaceous plants. **Journal of Vegetation Science**, v., 13, p. 5 - 16, 2002.

KOZLOWSKI, T. T. Extent, causes and impacts of flooding. In: KOZLOWSKI, T. T. **Flooding and plant growth**. Orlando: Academic, p. 1 - 7, 1984.

KOTCHETKOFF-HENRIQUES, O.; JOLY, A. C.; BERNACCI, L. C. Relação entre o solo e a composição florística de remanescentes de vegetação natural no Município de Ribeirão Preto, SP. **Brazilian Journal of Botany**, v. 28, n. 3 p. 541 - 562, 2005.

LARCHER, W. **Physiological Plant Ecology** (fourth edition), SpringerVerlag, Berlin, Heidelberg, New York, 2003.

LENZA, E.; OLIVEIRA, P. E. "Biologia reprodutiva de *Tapirira guianensis* Aubl. (Anacardiaceae), uma espécie dióica em mata de galeria do Triângulo Mineiro, Brasil, **Revista Brasileira de Botânica**, v. 28, n. 1, p. 179 - 190, 2005.

LOBO, P. C.; JOLY, C. A. Aspectos Ecofisiológicos da Vegetação de Mata Ciliar do Sudeste do Brasil. In: Rodrigues, R. R.; LEITÃO FILHO, H. F. (eds.). **Matas ciliares: conservação e recuperação**. 2a ed. São Paulo, EDUSP e FAPESP, p. 143-157, 2001.

LOPES, S. D. F.; SCHIAVINI, I. Dinâmica da comunidade arbórea de mata de galeria da Estação Ecológica do Panga, Minas Gerais, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 21, n. 2, p. 249 - 261, 2007.

MAGURRAN, A. E. **Diversidad Ecológica y su Medición**. Barcelona: Vedral. 200 p. 1989.

MARQUES, M. C. M.; BURSLEM D. F. R. P.; BRITEZ R. SILVA M.; S. M. Dynamics

and diversity of flooded and unflooded forests in a Brazilian Atlantic rain forest: a 16-year study, **Plant Ecology & Diversity**, v. 2, n. 1, p. 57 - 64, 2009.

MARQUES, M. C. M.; SILVA, S. M.; SALINO, A. Florística e estrutura do componente arbustivo-arbóreo de uma floresta higrófila da bacia do rio Jacaré-Pepira, SP, Brasil. **Acta Botanica Brasilica**, v. 17, p. 495 - 506, 2003.

MARQUES, M. C. M. **Dinâmica da dispersão de sementes e regeneração de plantas da planície litorânea da Ilha do Mel - PR**. 145f. Tese (Doutorado em Biologia Vegetal). Universidade Estadual de Campinas, Campinas, 2002.

MARTINS, F. R.; SANTOS, F. A. M. Técnicas usuais de estimativa de biodiversidade. **Revista Holos**, p. 236 - 267. Acesso: 02 de setembro de 2015.

MATOS, M.; FELFILI, J. M. Florística, fitossociologia e diversidade da vegetação arbórea nas matas de galeria do Parque Nacional de Sete Cidades (PNSC), Piauí, Brasil, **Acta Botanica Brasilica**, v. 24, n. 2, p. 483 - 496, 2010.

MATTHIES, D.; BRAUER, I; MAIBOM, W.; TSCHARNTKE, T. Population size and the risk of local extinction: empirical evidence from rare plants. **Oikos**, v. 105, 481 -488, 2004.

MILANI, J. E. F. **Comportamento fenológico de espécies arbóreas em um fragmento de floresta ombrófila mista aluvial, Araucária, PR**. 100 f. Dissertação (Doutorado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2013.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. 1968. Vascular Tropicos (VAST) nomenclatural database and associated authority files. Disponível em: <http://www.mobot.org/w3t/search/vast.html>.

MYSTER, R. W. Early successional pattern and process after sugarcane, banana, and pasture cultivation in Ecuador. **New Zealand Journal of Botany**, v. 45, p. 35 - 44, 2007.

MUELLER-DOMBOIS, D & ELLENBERG, H. **Aims and methods of vegetation ecology**. John Wiley & Sons. New York, 547 p., 1974.

NAPPO, M. E; OLIVEIRA-FILHO, A. T.; MARTINS, S. T. **Inventário florístico e estrutura da regeneração no sub-bosque de povoamentos homogêneos de Mimosa scabrella Benth, em áreas mineradas, em Poços de Caldas**. Revista Árvore, v. 24, n. 3, 297 - 307, 2000.

NETO, G. J. **Crescimento, recrutamento e mortalidade no período de 2001-2010 de uma floresta ombrófila mista aluvial, município de Araucária, Paraná**. Dissertação. 118f. Dissertação (Mestrado em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba. 2011.

OLIVEIRA, R. J.; MANTOVANI, W. e MELO, M. M. R. F. Estrutura do componente arbustivo-arbóreo da floresta atlântica de encosta, Peruíbe, SP. **Acta Botanica Brasilica**. v. 15, n. 3., 2001.

PETERS, H. A. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative

density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. **Ecology Letters**, v. 6, p. 757 - 765, 2003.

POLISEL, R. T.; ASSIS, M. C.; SOUZA, R. P. M.; ESTEVES, R.; IVANAUSKAS, N. M. Regeneração de espécies arbustivas e arbóreas no subosque de florestas de araucária com diferentes históricos em Campos do Jordão- SP. **Instituto Florestal e Séries de Registros**, n. 36, p. 109 - 116, 2008.

PONNAMPERUMA, F. N. Effects of flooding on soil. In: T.T. KOZLOWSKI. **Flooding and plant growth**. London, Academic Press, p. 10 - 46, 1984.

PRITCHARD, J. M.; COMEAU, P. G. Effects of opening size and stand characteristics on light transmittance and temperature under young trembling aspen stands. **Forest Ecology Manage**, v. 200, p. 119 – 128, 2004.

REITZ, R.; KLEIN, R. M.; REIS, A. Projeto madeira do Rio Grande do Sul. **Sellowia**, n. 34, 35, 525 p., 1983.

REITZ, R. **Sapindáceas**. IN: Flora Catarinense. Itajaí: Herbário Barbosa Rodrigues, 160 p., 1980.

REITZ, R.; KLEIN, R.M.; REIS, A. **Madeiras do Brasil**. Florianópolis: Lunardelli, 320 p., 1979.

RICHARDS, M. A. **The Tropical Rain Forest**: an ecological study. London: Cambridge University Press. 450 p., 1979.

ROBERTSON, K. M. Distribution of trees species along point bar of 10 rivers in the South easter US Coastal Plan. **Journal Biogeograph**, v. 33, p. 121 - 132, 2006.

ROLIM, S. G.; HILTON COUTO, H. T. Z.; JESUS, R. M. Mortalidade e recrutamento de árvores na Floresta Atlântica em Linhares (ES). **Scientia Forestalis**, n. 55, p. 49 - 69, 1999.

SÁ, C. F. C. Regeneração em área da Floresta de Restinga na Reserva Ecológica Estadual de Jacarepiá, Saquarema/RJ: I – Estrato herbáceo. **Arquivos do Jardim Botânico do Rio de Janeiro**, v. 34, n. 1, p. 177 - 192, 1996.

SANCHOTENE, M. C. C. **Frutíferas nativas úteis à fauna na arborização urbana**. Porto Alegre: SAGRA, 306 p, 1989..

SCHUPP, E. W. The Janzen-Connell model for tropical tree diversity: population implications and the importance of spatial scale, **The American Naturalist**, v. 140, n. 3, p. 526 - 530, 1992.

SILVA JUNIOR, M. C.; SARMENTO, T. R. Comunidades lenhosas no Cerrado sentido restrito em duas posições topográficas na Estação Ecológica do Jardim Botânico de Brasília, DF, Brasil. **Rodriguesia**, v. 60, n. 2, p. 277 - 294, 2009.

SILVA, J. R., M. C.; FELFILI, J. M.; NOGUEIRA, P.E.; REZENDE, A. V. Análise Florística das Matas de Galeria no Distrito Federal, Matas de Galeria, Cerrado, South America, 1998.

SOUZA, A. L.; SOARES, C. P. B. **Florestas Nativas: estrutura, dinâmica e manejo**. Editora UFV, 322 p., 2013.

SWAINE, M. D.; WHITMORE, T. C. On the definition of ecological species groups in tropical rain forests. Netherlands: Kluwer. Academic Publishers, Dordrecht. **Vegetation** v. 75, p. 81 - 86, 1988.

TABARELLI, M.; MANTOVANI, W. A regeneração de uma floresta tropical Montana após corte e queima (São Paulo – Brasil). **Revista Brasileira de Biologia**, v. 59, n. 2, p. 239 - 250, 1999.

VEBLEN, T. T. Regeneration dynamics. In: **Plant Succession. Theory and prediction**. London: Chapman and Hall, p. 153 - 187. 1992.

WALTER, B. M. T.; RIBEIRO, J. F. Spatial floristic pattern in gallery forest in the cerrado region, Brazil. In: ENCINA, J. I.; KLEINN, C. **Proceedings of the international symposium on assessment and monitoring of forests in tropical dry regions with special reference to gallery forests**. Brasília: EDUNB, p. 339 - 349, 1997.

WATKINSON, A. R.. Plant Population Dynamics. In: CRAWLEY, M. J. (ed.). **Plant Ecology**. 2 ed. Oxford: Blackwell Scientific Publications, p. 359 - 400, 1997.

WHITMORE, T. C. A review of some aspects of tropical rain forest seedling ecology with suggestions for further enquiry. In: SWAINE, M. D.; ALEXANDER, I. (Orgs.). **Ecology of tropical tree seedlings**. Man and Biosphere Series, UNESCO, Paris, p. 3 - 39, 1996.

WHITTAKER, R. H. Evolution and measurement of species diversity. **Taxon**, v. 21, p. 213 - 251, 1972.

CAPÍTULO 3

DINÂMICA DE UMA FLORESTA ALUVIAL DO SUL DO BRASIL, POR MEIO DA CADEIA DE MARKOV

RESUMO

O estudo da dinâmica da vegetação arbórea através da Cadeia de Markov no estrato superior arbóreo foi desenvolvido na Região Metropolitana de Curitiba, em uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial, sujeita a pulsos de inundações periódicos em solos hidromórficos, onde ocorreu um vazamento de óleo da empresa Petróleo Brasileiro S.A em 2000. Analisaram-se parcelas permanentes alocadas e parâmetros fitossociológicos estimados, deste o período que ocorreu o acidente (14 anos). Utilizou-se matriz de transição e razão de movimentação calculada para a comunidade, para as espécies *Gymnanthes klotzschiana* e *Allophylus edulis* e para os grupos ecológicos. A maioria dos indivíduos e a maior mortalidade ocorrem nas menores classes de diâmetro, independentemente da espécie. A transição para classes superiores irá depender das características fisiológicas, da longevidade, luminosidade e da restrição hídrica.

ABSTRACT

The tree upper stratum dynamic study employing Markov Chain was conducted in the Curitiba Metropolitan Region, in Alluvial Mixed Ombrophylous Forest in areas subject to periodic flooding pulse, in hidromorphic soil, where the oil spilled from Petróleo Brasileiro S.A. (PETROBRAS) in the year 2000 and dikes were built like attempt to remove the oil chanded the natural drainage and it prolonged of water soil saturation. Permanet plots were alocated and phytossociologics parameters were estimated, since the period when the acidente was happended (14 years). Transition matrix and movement ratio were calculated for community, *Gymnanthes klotzschiana*, *Allophylus edulis* and ecological groups. The results demonstrated the most part of the individuus constitute the lower diameters classes, regardless of the species. The transition to higher classes will be depended on the physiological characteristics of the species, longevity and water table level.

INTRODUÇÃO

Considerando a evolução do conceito da sucessão das comunidades florestais, percebeu-se que seria possível prever a mudança na composição de árvores através do conhecimento da probabilidade de que, dentro de um intervalo de tempo, um indivíduo de uma determinada espécie, fosse substituído por outro da mesma espécie ou de outra espécie ou, assumindo uma composição inicial (HORN, 1981).

Considerando que a comunidade convergia para um estado aparentemente estacionário, independente da composição inicial, utilizou-se a Cadeia de Markov e respectiva matriz de transição, processo estocástico utilizado para estudar fenômenos que passam, a partir de um estado inicial, por um sequência de estados, onde a transição ocorre segundo uma certa probabilidade (ARCE *et al.* 1998b). Dentro do manejo florestal, é utilizada como um critério para distribuir árvores de uma certa classe diamétrica que, ao crescer, passam para classe (s) consecutivas daquelas que permanecem na mesma classe ou morrem durante um dado intervalo de tempo, onde as probabilidades da matriz de transição são obtidas pela razão da dinâmica nas classes (SANQUETTA, 1996; SCOLFORO, 1998).

A dinâmica da evolução da sucessão vegetal, seguindo modelos desenvolvidos através da Cadeia de Markov, foi contemplada em um estudo em uma Floresta Ombrófila Mista (STEPKA *et al.*, 2010), na Reserva da Universidade Federal de Lavras (PULZ, 1999), na região da Floresta Amazônica (CRUZ, 2014; MENDONÇA, 2003), em florestas no Japão (SANQUETA *et al.*, 1996), utilizado, principalmente, para prospecção diamétrica em povoamentos comerciais, como verificado em povoamentos de *Pinus* (ARCE *et al.*, 1998a).

O trabalho teve o intuito de simular a dinâmica de uma floresta aluvial do Sul do Brasil utilizando a Cadeia de Markov e matrizes de transição, caracterizando a sua dinâmica a partir da estrutura diamétrica, durante quatorze anos. A pergunta de pesquisa é: Qual a razão de movimentação durante o período de estudo? Qual a matriz de transição? Qual grupo ecológico é favorecido? Os valores estimados foram coerentes aos observados?

MATERIAL E MÉTODOS

A coleta de dados foi realizada no remanescente de Floresta Ombrófila Mista Aluvial, ao lado da bacia de sedimentação fortemente atingida pelo impacto do derramamento de óleo ocorrido em 2000.

O levantamento florístico e estrutural, tendo por base 21 parcelas permanentes de 10 x 10 m, foi realizado durante 14 anos, a partir de 2001 até 2014. Todos os indivíduos arbóreos com perímetro à altura do peito igual ou superior a 15 cm foram medidos.

As análises fitossociológicas foram realizadas considerando a comunidade como um todo para cada um dos períodos de levantamento, desta forma, calculou-se a densidade, o incremento anual médio, recrutamento e mortalidade.

O material botânico foi coletado e encontra-se tombado no Herbário do Curso de Engenharia Florestal (EFC) da Universidade Federal do Paraná. Organizou-se sistematicamente as famílias de acordo com APG III – Angiosperm Phylogeny Group (2009) e a confirmação dos nomes científicos foi efetivada no Herbarium virtual Missouri Botanical Garden (2002).

O método de matriz de transição foi utilizado para obtenção das probabilidades de transição entre classes diamétricas para até mais um ou dois períodos subsequentes, é uma simulação que considera as frequências diamétricas nos anos de início e término do período avaliado (MENDONÇA, 2003). O processamento dos dados foi feito a partir dos dados oriundos das parcelas permanentes, os quais foram ordenados e classificados com o auxílio de uma planilha eletrônica.

O perímetro à altura do peito (PAP) foi utilizado como base para o cálculo de obtenção do DAP e da área transversal. A escolha de amplitude de classe diamétrica dependeu da aparência da matriz de transição resultante e dos resultados das simulações. A distribuição diamétrica foi definida de amplitude constante de 2 cm, com 30 classes, para as árvores com DAP maior ou igual a 4 cm, com o centro da primeira classe sendo de 5 cm. As classes de diâmetros foram agrupadas em três (1, 2 e 3), sendo inferior, intermediária e superior, sendo:

Classe	Classe	Classe
4-6	14-16	24-26
6-8	16-18	
8-10	18-20	
10-12	20-22	
12-14	22-24	

A matriz foi processada considerando a comunidade e as duas espécies mais abundantes da comunidade e para os grupos ecológicos relacionado à luminosidade e à saturação hídrica, agrupando os anos de amostragem em pares: 2001 e 2003 e 2012 e 2012 e 2014, conforme abaixo:

$$J_p = \begin{bmatrix} pf_1 & pa_1 & pb_1 & pc_1 & \dots & \dots & \dots & \dots & \dots & pm_1 \\ & pf_2 & pa_2 & pb_2 & pc_2 & \dots & \dots & \dots & \dots & pm_2 \\ & & pf_3 & pa_3 & pb_3 & pc_3 & \dots & \dots & \dots & pm_3 \\ & & & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ & & & & pf_i & pa_i & pb_i & pc_i & & pm_i \\ & & & & & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ & & & & & & \vdots & \vdots & \vdots & \vdots \\ & & & & & & & pf_{n-1} & pa_{n-1} & pm_{n-1} \\ & & & & & & & & pf_n & pm_n \\ & & & & & & & & & 1 \end{bmatrix}$$

Em que:

J_p = Matriz de probabilidades de transição entre classes diamétricas

pf_i = probabilidade das árvores da classe i ficarem na classe durante $(t \rightarrow t + 1)$

pai = probabilidade das árvores da classe i avançarem na classe $i + 1$ $(t \rightarrow t + 1)$

pbi = probabilidade das árvores da classe i avançarem na classe $i + 2$ $(t \rightarrow t + 1)$

pci = probabilidade das árvores da classe i avançarem na classe $i + 3$ $(t \rightarrow t + 1)$

pmi = probabilidade das árvores da classe i morrerem durante o período de tempo $(t \rightarrow t + 1)$

i = número de classe diamétrica, variando de 1 até n (última classe)

Foi determinado, para cada classe diamétrica, o número de árvores que permaneceram, morreram ou passaram para a(s) classe(s) seguinte(s), durante o período considerado. Com estes valores, foram calculadas as probabilidades de permanência na classe, de transição entre classes e de mortalidade das árvores para cada classe diamétrica, necessárias para a construção das matrizes de transição. A mortalidade foi incluída na matriz de transição na última coluna.

A determinação da mortalidade foi dada pela contagem do número de indivíduos que morreram entre os dois inventários subsequentes, representando a mortalidade periódica, em termos de valores discretos e absolutos. O recrutamento foi quantificado por ocasião das remedições, pois representa o número de árvores que surgem na tabela dos dados entre os dois inventários subsequentes e considerado como um vetor, adicionado ao produto e calculado através da fórmula:

$$V2 = R + [V1 \times Jp]$$

Em que:

V1 = Vetor inicial de frequências por classe

V2 = Vetor final de frequências por classe

R = Vetor com o recrutamento por classe

Jp = Matriz de Transição

Para o cálculo da Razão de Movimento, assumiu-se que as árvores estavam distribuídas uniformemente nas classes de diâmetros, onde cada árvore cresce com uma taxa média. Esta distribuição é desconhecida, porém, é considerada uniforme (AUSTREGÉSILO *et al.*, 2004). Desta forma, a projeção de árvores que passam de uma classe para outra pode ser assumida como razão de movimento, tendo-se:

$$RM = (IPD_j / C) \times 100.$$

Em que:

RM = Razão de Movimento

IPD = incremento periódico anual em diâmetro da j-ésima classe de diâmetro

C = amplitude de classe de diâmetro

A razão de movimento foi desenvolvida a partir dos dados obtidos em 2012 e 2014 e, para comparação, optou-se por utilizar a matriz de transição estimada para 2016 e 2018.

A verificação estatística dos resultados obtidos através das amostragens, matriz de transição e razão de movimentação foi conferidas através do análise de variância e o teste de Tukey a 95%. Todos os dados estatísticos foram processados no programa Statgraphics Centurium XVI. Versão 16.1.11.

RESULTADOS

Ao longo do período estabelecido para o estudo, foram registrados 15 famílias, 26 gêneros e 29 espécies, onde, as espécies mais abundantes foram *Gymnanthes klotzschiana*, característica do estrato superior e *Allophylus edulis*, nos estratos inferiores, durante todo o período (TABELA 1).

TABELA 1 - Espécies, densidade e perímetro mínimo, médio e máximo em 2001 e 2014 e grupo ecológico de uma floresta aluvial no Sul do Brasil,

Família	Espécie	2001				2014			
		DA	PAP Min	PAP M	PAP Máx.	DA	PAP Min.	PAP M	PAP Máx.
Euphorbiaceae	<i>Gymnanthes klotzschiana</i> Müll.Arg.	1690,5	15,0	42,9	115,2	1566,7	15,0	46,8	130,1
Sapindaceae	<i>Allophylus edulis</i> (A. St.-Hil., A. Juss. & Cambess.) Hieron. ex Niederl.	204,8	15,0	29,4	70,6	223,8	15,3	31,3	87,5
Anacardiaceae	<i>Schinus terebinthifolius</i> Raddi	90,5	19,0	59,8	112,0	57,1	35,0	63,9	103,5
Myrtaceae	<i>Blepharocalyx salicifolius</i> (Kunth) O. Berg	61,9	18,0	59,4	141,3	71,4	15,6	59,8	163,6
Myrtaceae	<i>Myrrhinium atropurpureum</i> Schott	133,3	15,0	25,9	65,4	128,6	15,0	26,4	57,2
Rubiaceae	<i>Guettarda uruguensis</i> Cham. & Schltdl.	52,4	15,0	16,4	32,6	42,9	15,5	21,8	34,9
Myrtaceae	<i>Myrceugenia glaucescens</i> (Cambess.) D. Legrand & Kausel	114,3	15,0	35,3	100,7	33,3	15,5	31,6	45,0
Myrtaceae	<i>Eugenia uniflora</i> L.	19,0	16,0	22,1	37,0	38,1	15,1	19,2	25,5
Anacardiaceae	<i>Lithraea brasiliensis</i> Marchand	28,6	27,0	42,2	51,9	28,6	30,0	49,7	66,0
Myrtaceae	<i>Campomanesia xanthocarpa</i> Mart. ex O. Berg	23,8	18,5	43,0	78,9	23,8	20,1	52,7	94,2
Rhamnaceae	<i>Scutia buxifolia</i> Reissek	23,8	15,0	35,5	98,3	9,5	15,0	18,3	25,0
Salicaceae	<i>Casearia decandra</i> Jacq.	9,5	16,0	18,0	20,0	14,3	18,2	21,9	26,6
Fabaceae	<i>Machaerium brasiliense</i> Vogel	33,3	15,5	21,7	30,0	9,5	15,9	18,0	20,0
Rhamnaceae	<i>Hovenia dulcis</i> Thunb.	14,3	23,0	41,7	60,0	14,3	27,6	77,0	111,8
Oleaceae	<i>Ligustrum lucidum</i> W.T. Aiton	9,5	24,0	39,5	55,0	14,3	22,0	66,5	101,6
Euphorbiaceae	<i>Sebastiania brasiliensis</i> Spreng.	14,3	15,0	15,8	16,5	19,0	20,6	20,9	21,1
Fabaceae	<i>Machaerium stipitatum</i> (DC.) Vogel	14,3	17,0	19,3	22,0	14,3	18,5	26,2	37,4
Fabaceae	<i>Machaerium paraguayense</i> Hassl.	19,0	22,0	39,1	55,8	19,0	21,9	42,5	62,3
Myrtaceae	<i>Myrciaria tenella</i> (DC.) O. Berg	14,3	16,0	26,3	34,6	9,5	25,6	28,7	31,8
Malvaceae	<i>Luehea divaricata</i> Mart.	9,5	94,0	94,3	94,6	9,5	118,3	134,3	150,2
Fabaceae	<i>Dalbergia frutescens</i> (Vell.) Britton	9,5	16,0	16,9	17,7	9,5	17,8	20,7	23,6
Myrtaceae	<i>Eugenia uruguayensis</i> Cambess	4,8	15,0	15,0	15,0	4,8	16,9	16,9	16,9
Fabaceae	<i>Inga marginata</i> Willd.	4,8	35,0	35,0	35,0	4,8	50,5	50,5	50,5
Rosaceae	<i>Prunus myrtifolia</i> (L.) Urb.	4,8	23,0	23,0	23,0	4,8	26,9	26,9	26,9
Myrtaceae	<i>Calyptanthes concinna</i> DC	4,8	18,0	18,0	18,0	4,8	18,9	18,9	18,9
Lamiaceae	<i>Vitex megapotamica</i> (Spreng.) Moldenke	14,3	22,0	27,7	37,0	9,5	22,5	30,2	37,9
Salicaceae	<i>Xylosma pseudosalzmannii</i> Sleumer	0,0	0,0	0,0	0,0	4,8	15,0	15,0	15,0
Myrtaceae	<i>Myrcianthes gigantea</i> (D. Legrand) D. Legrand	4,8	35,5	35,5	35,5	4,8	39,9	39,9	39,9
Meliaceae	<i>Trichilia elegans</i> (A.Juss.) T. D. Penn	4,8	15,0	15,0	15,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Areaceae	<i>Syagrus romanzoffiana</i> (Cham.) Glassman	4,8	15,0	15,0	15,0	0,0	0,0	0,0	0,0
Total		2638,1	21,6	32,0	51,8	2395,2	25,1	38,4	58,0

(Legenda: DA = densidade absoluta - N. Ind./há); PAP = perímetro (cm); Min. = mínimo (cm); M = médio (cm); Max. = máximo (cm))

A densidade de árvores em 2014 (2395,2 N. Ind./ha) diminuiu em relação a 2001 (2638,1 N. Ind./ha), mas não foi significativo ($F = 0,03$; $P = 0,8566$) (TABELA 1).

Em 2001, *Blepharocalyx salicifolius* e *Schinus terebinthifolius* obtiveram os maiores valores para os diâmetros médios, porém, na última amostragem, estas espécies foram substituídas por *Hovenia dulcis* e *Ligustrum lucidum*, que são exóticas invasoras. Considerando os diâmetros máximos, *Blepharocalyx salicifolius* e *Luehea divaricata* encontraram-se entre as espécies com os maiores valores durante a primeira e última amostragem. Além destas, em 2001, *Luehea divaricata* também se destacou, porém, foi substituída em representatividade por *Hovenia dulcis*, em 2014 (TABELA 1).

A análise do Teste de Tukey indicou igualdade entre os valores observados e os estimados pelos métodos da matriz de transição e da razão de movimentação entre o período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014, não havendo diferenças significativas a 5% de probabilidade (TABELA 2).

TABELA 2 – Resultados do Teste de Tukey referente a comparação estatísticas entre os valores observados e estimados através da matriz e transição e razão de mudança para o período entre 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Amostragem	F	P
comunidade	0,33	0,7260
<i>Gymnanthes klotzschiana</i>	0,17	0,8450
<i>Allophylus edulis</i>	0,04	0,9594
pioneiras	0,24	0,7901
clímax exigente de luz	0,61	0,5437
clímax tolerante à sombra	0,13	0,8744
preferenciais	0,21	0,8123
generalistas	0,57	0,5669

Durante o período, a distribuição dos diâmetros manteve-se de maneira decrescente, ou seja, J-invertido, padrão característico das florestas mistas e inequiâneas, verificando-se que, a redução do número de árvores foi distinta nas análises (TABELA 3, 4, 5; FIGURA 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8).

A comunidade, *Gymnanthes klotzschiana*, pioneiras e preferenciais apresentaram tendência semelhante apresentando redução significativa na frequência de indivíduos nas

classes de diâmetro de 24 cm a 28 cm, sendo descritas no máximo, até a classe com 47 cm de diâmetro (TABELA 3, 4, 5; FIGURA 1, 2, 4, 7).

Considerando os valores observados no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014, a comunidade (45%), *Gymnanthes klotzschiana* (56%) e *Allophylus edulis* (38%) apresentaram redução na primeira classe e aumento em classes superiores, sendo respectivamente, na classe 23 (33%), 21 (28%) e 23 (73%) e, 7 (15%) e 9 (33%). A frequência de indivíduos na comunidade foi superior a *Gymnanthes klotzschiana* e a *Allophylus edulis* (TABELA 3).

TABELA 3 - Número de árvores observado e estimado para a comunidade, *Gymnanthes klotzschiana* e *Allophylus edulis*, amplitude de 4 cm de diâmetro, nos anos 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Centro de Classe de Diâmetro	Comunidade				<i>Gymnanthes klotzschiana</i>				<i>Allophylus edulis</i>			
	2001	2014	MT	RM	2001	2014	MT	RM	2001	2012	MT	RM
5	157	71	39	41	61	34	23	25	24	9	8	4
7	95	91	86	81	53	47	47	43	11	13	15	11
9	58	58	51	55	36	35	35	34	6	9	6	9
11	65	52	53	53	44	33	29	37	3	5	8	6
13	52	37	36	34	36	26	26	22	4	5	5	4
15	35	34	28	46	27	26	22	39	2	1	1	1
17	44	34	30	19	32	27	23	12	2	1	1	1
19	30	23	24	23	25	16	18	14	0	1	1	1
21	23	28	23	23	18	25	20	24	2	0	0	0
23	7	21	22	21	5	19	24	18	1	1	0	0
25	10	13	15	19	8	9	9	13	0	1	2	2
27	10	11	9	7	9	7	7	7	0	1	1	0
29	13	10	11	7	10	7	6	5	0	0	0	0
31	6	7	2	9	2	7	4	8	0	0	0	0
33	4	5	6	3	2	3	5	2	0	0	0	0
35	5	5	6	2	4	3	2	0	0	0	0	0
37	2	3	2	7	2	2	1	6	0	0	0	0
39	0	3	3	2	0	3	5	2	0	0	0	0
41	0	1	1	0	0	1	1	0	0	0	0	0
43	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
45	1	0	0	6	0	0	0	0	0	0	0	0
47	0	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	617	509	447	460	374	330	307	311	55	47	48	41

Allophylus edulis, clímax exigente de luz, clímax tolerante à sombra e generalistas, com redução significativa nas classes de 8 cm a 14 cm, apresentando frequência de indivíduos até 27 cm de diâmetro (TABELA 3, 4, 5; FIGURA 3, 5, 6, 8).

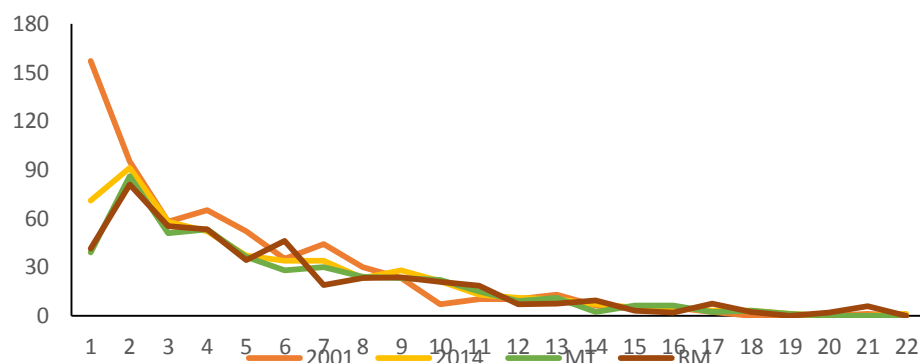


FIGURA 1 - Número de árvores observado e estimado na comunidade no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

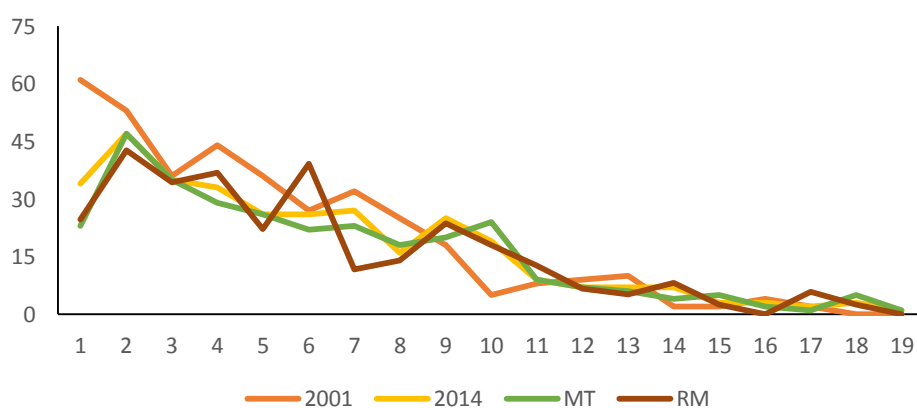


FIGURA 2 - Número de árvores observado e estimado para *Gymnanthes klotzschiana* no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

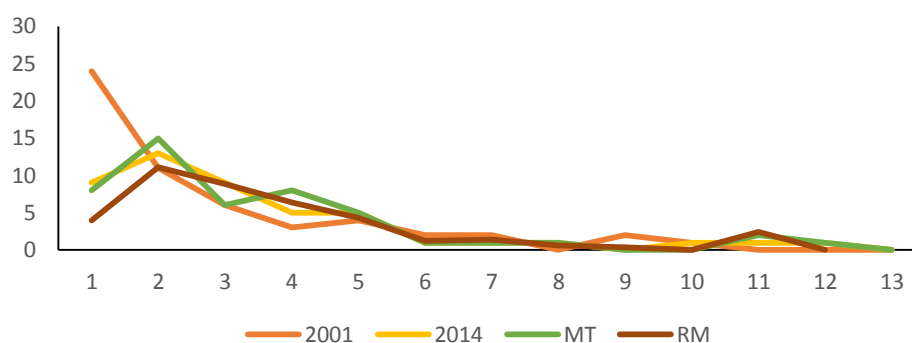


FIGURA 3 - Número de árvores observado e estimado para *Allophylus edulis* no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

De acordo com as projeções para cada classe diamétrica, observa-se que o maior número de indivíduos ocorreu na primeira classe, apresentando as maiores diferenças entre os valores reais e os estimados (TABELA 3, 4, 5; FIGURA 1, 2, 3, 4, 5, 6, 7, 8).

Considerando os valores observados em 2001 e 2014, pioneiras (53%), clímax exigente de luz (36%) e clímax tolerante a sombra (59%) apresentaram redução na primeira classe. Pioneiras e clímax tolerante a sombra tiveram aumento nas classes superiores, sendo respectivamente, nas classes 21 (31%), 23 (68%), 27 (25%) e 7 (21%) e, 9 (22%) e 11 (33%). A frequência de indivíduos pioneiros foi superior, seguido por clímax tolerante à sombra e clímax exigente de luz, que não apresentou aumento de frequência superior a três indivíduos. (TABELA 4).

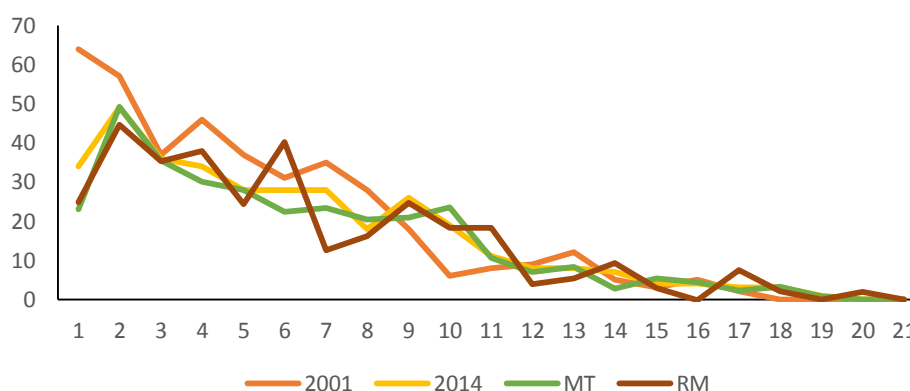


FIGURA 4 - Número de árvores pioneiras observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Os valores projetados através da matriz de transição relativos à 2018 e razão de movimentação relativos ao período de 2012 e 2014 foram próximos da estrutura real da floresta, no que se refere ao número de árvores total. Percebe-se uma superestimativa, em torno de 1 a 2% pela matriz de transição, com exceção de *Allophylus edulis* e das clímax tolerante a sombra, onde a razão de movimentação foi superior em 12% e 3%, respectivamente (TABELA 3, 4, 5).

TABELA 4 - Número de árvores observado e estimado para pioneiras, clímax exigente de luz e clímax tolerante à sombra, amplitude de 4 cm de diâmetro, nos anos 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Centro de Classe de Diâmetro	Pioneiras				Clímax Exigente de Luz				Clímax Tolerante à Sombra			
	2001	2014	MT	RM	2001	2012	MT	RM	2001	2012	MT	RM
5	64	34	23	25	28	10	12	8	64	26	17	17
7	57	49	49	45	15	13	10	12	23	29	28	24
9	37	36	36	35	7	4	1	1	14	18	15	19
11	46	34	30	38	11	6	8	4	8	12	15	12
13	37	28	28	24	9	3	2	5	6	6	6	4
15	31	28	22	40	2	5	4	5	2	1	1	1
17	35	28	23	12	7	5	7	5	2	1	1	1
19	28	18	20	16	2	3	2	4	0	2	2	3
21	18	26	21	25	2	2	3	1	3	0	0	0
23	6	19	24	18	0	1	0	1	1	1	0	0
25	8	11	11	18	2	1	0	1	0	1	2	2
27	9	8	7	4	1	2	1	1	0	1	1	0
29	12	8	8	5	1	2	3	2	0	0	0	0
31	5	7	3	9	0	0	0	1	1	0	0	0
33	3	4	5	3	1	1	0	2	0	0	0	0
35	5	4	4	0	0	1	1	4	0	0	0	0
37	2	3	2	7	0	0	0	0	0	0	0	0
39	0	3	3	2	0	0	0	0	0	0	0	0
41	0	1	1	0	0	0	0	0	0	0	0	0
43	0	0	0	2	0	0	0	0	0	0	0	0
Total	403	350	321	330	89	60	53	56	124	98	88	84

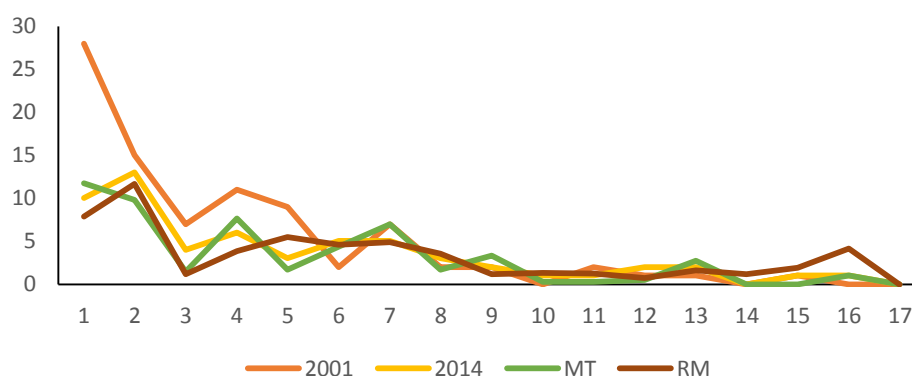


FIGURA 5 - Número de árvores clímax exigente de luz observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

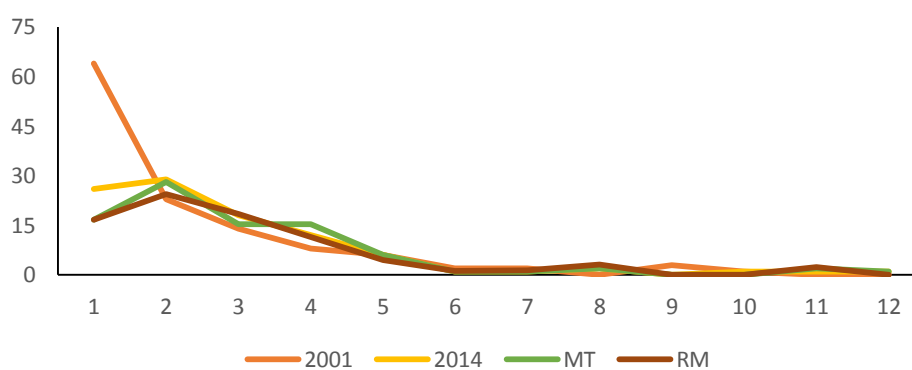


FIGURA 6 - Número de árvores clímax tolerante à sombra observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

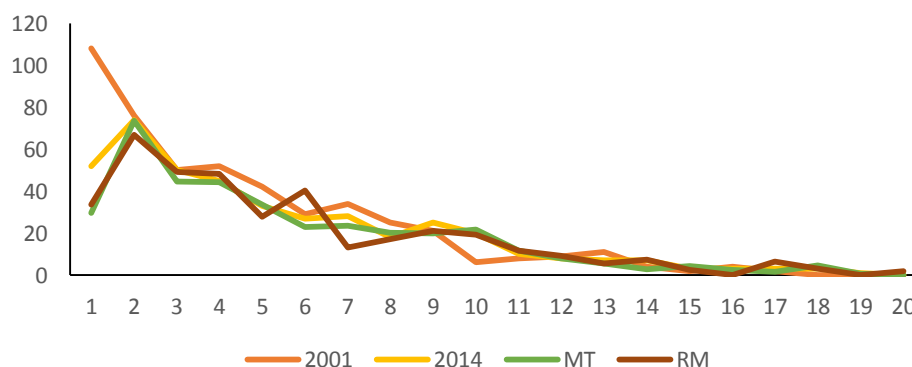


FIGURA 7 - Número de árvores preferenciais observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Considerando os valores observados em 2001 e 2014, preferenciais (48%) e generalistas (63%) apresentaram redução na primeira classe. As preferenciais obtiveram valores superiores a 2001 em classes superiores, sendo, 21 (16%), 23 (70%) e 25 (20%). As generalistas possuíram frequências de aumento de no máximo, dois indivíduos (TABELA 5).

TABELA 5 - Número de árvores observado e estimado para preferenciais e generalistas, amplitude de 4 cm de diâmetro, nos anos 2001 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

Centro de Classe de Diâmetro	Preferencial				Generalista			
	2001	2012	MT	RM	2001	2012	MT	RM
5	108	52	30	34	48	18	15	12
7	76	74	74	67	19	17	14	14
9	50	50	44	49	8	8	6	6
11	52	45	44	48	13	7	9	5
13	42	33	33	28	10	4	3	7
15	29	27	23	40	6	7	5	6
17	34	28	23	13	10	6	8	6
19	25	18	20	17	5	5	3	6
21	21	25	20	21	2	3	5	2
23	6	20	22	19	1	1	0	1
25	8	10	12	12	2	3	4	7
27	9	8	8	9	1	3	1	0
29	11	7	6	5	2	3	5	2
31	4	7	3	7	2	0	0	3
33	2	3	4	2	2	2	1	2
35	4	3	2	0	1	2	4	5
37	2	3	2	6	0	0	0	0
39	0	3	5	3	0	0	0	0
41	0	1	1	0	0	0	0	0
43	0	0	0	2	0	0	0	0
Total	483	418	376	384	133	90	81	82

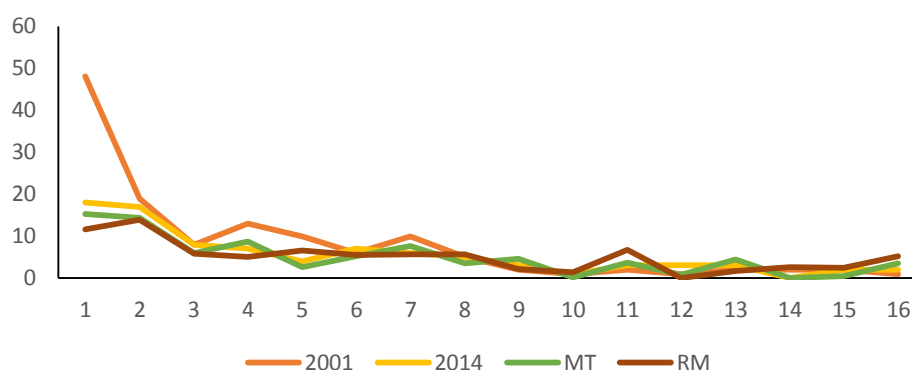


FIGURA 8 - Número de árvores generalista observado e estimado no período de 2001 e 2003 e 2012 e 2014 de uma floresta aluvial no Sul do Brasil

A mortalidade foi superior na comunidade (38), *Gymnanthes klotzschiana* (18), pioneiras (20) e preferenciais (28) e, principalmente, nas classes iniciais (respectivamente, 18%, 50%, 20% e 54%).

Allophylus edulis apresentou a menor mortalidade (6), seguido por generalista (10) e clímax tolerante a sombra (11), ocorrendo principalmente, nas classes iniciais, sendo respectivamente, 83%, 30% e 55%.

Allophylus edulis (1,2, 5, 6, 7, 8, 10, 11 e 12), clímax tolerante a sombra (4, 5, 6, 7, 8, 10, 11 e 12), clímax exigente de luz (4, 7, 9, 13, 14 e 16) e generalistas (4, 7, 9, 11, 13, 14 e 16) apresentaram maior número de probabilidade 1. Espaços “nulos” foram observados em *Allophylus edulis* (9), pioneiras (18 e 19), clímax exigente de luz (11 e 15) e preferenciais (19 e 20).

DISCUSSÃO

Considerando as matrizes de transição obtidas para a comunidade, observa-se que a maioria dos indivíduos constituiu e permaneceu nas menores classes de diâmetro, assim, durante o período, a distribuição manteve-se de maneira decrescente, seguindo o padrão característico das florestas mistas e inequidâneas (J-invertido). De acordo com uma matriz de transição desenvolvida para a mesma área, houve uma tendência semelhante, sendo, a probabilidade de permanência de um fuste na primeira classe foi de 87%, além disto, o número de fustes nas últimas classes foi muito reduzido, ocorrendo os “estados nulos” (SOCHER, 2004).

Os resultados obtidos através do método da matriz de transição e da razão de mudança aproximaram-se aos observados, o que significa que foram eficazes para o estudo. As primeiras classes foram as que apresentaram maior diferença entre os valores observados com os estimados através da matriz de transição e razão de mudança, segundo Lana *et al.* (2015), diferenças na prognose, principalmente na primeira classe de diâmetro, são comuns, pois possui maior dinâmica de recrutamento e mortalidade.

A semelhança entre os resultados relativos a frequência de diâmetros por classe obtidos para *Gymnanthes klotzschiana*, comunidade e o grupo das pioneiras e das preferenciais, comprovam a dominância e a sua influência na estrutura desta floresta, caracterizando-a como monodominante (CONNELL; LOWMAN, 1989), como consequência de uma área com homogeneidade pedológica (Gleissolo), que evidenciava recrutamento sob condições específicas de luminosidade e restrições hídricas, configurando um estágio ainda inicial de sucessão, decorrente de uma subsere. Embora não se tenham registros do histórico, possivelmente, anterior a este estágio, a área de estudos era ocupada por espécies herbáceas pioneiras, sociologicamente simples, como *Cyperus* spp. e *Typha* sp.. Com o tempo, estes grupos, gradativamente, foram sendo substituídos por plantas lenhosas pioneiras caracterizadas quase que exclusivamente por uma única espécie, constituindo uma hidrossere (KUNIYOSHI, 1994).

Assim, *Gymnanthes klotzschiana*, comunidade e o grupo das pioneiras e das preferenciais possuíram indivíduos nas classes iniciais, intermediárias e superiores de diâmetro, confirmando a semelhança entre estas matrizes, devido a presença marcante de

Gymnanthes klotzschiana, características esperada pois possui diâmetro a altura do peito variando de 20 a 50 cm (CARVALHO, 2003; LORENZI, 2000).

Por ser a segunda espécie com maior densidade e característica dos estratos inferiores, observa-se a semelhança ente os resultados obtidos para *Allophylus edulis* e as clímax tolerante a sombra. De acordo com as Matrizes de Transição desenvolvidas, notou-se que os indivíduos encontram-se apenas nas classes iniciais e intermediárias de diâmetro, atingindo no máximo 26 cm, em função da relevância de *Allophylus edulis* neste grupo ecológico, que possui de 6 a 10 m de altura e diâmetro a altura do peito que varia 20 a 30 cm (LORENZI, 2000).

As generalistas possuíram pouca representação, refletindo a tendência das espécies em serem preferenciais ao ambiente, caracterizado pela saturação hídrica, condição necessária para a adaptação nesta condição.

Gymnanthes klotzschiana, comunidade e o grupo das pioneiras e das preferenciais possuíram amplitude de diâmetro superior e transição para classes maiores de diâmetro em relação à *Allophylus edulis* e às clímax tolerante à sombra, pois, as comunidades aluviais são formadas por indivíduos de pequenos diâmetros, os quais talvez não tenham maior incremento devido à vida mais curta das principais espécies (PIZATTO, 1999; DURIGAN, 1999) e o caráter fluidal que o solo pode ter em momentos de cheias, promovendo facilmente a queda de indivíduos de grande porte. Em florestas que não sujeitas a pulsos de inundação periódicos, como um remanescente de Floresta Ombrófila Mista, como na Floresta Nacional de Irati (STEPKA *et al.*, 2010) e em São João da Triunfo (LANA *et al.*, 2015) verificou-se redução do número de indivíduos com 60 cm de diâmetros, muito superior ao observado, caracterizando o estágio inicial de sucessão e a adversidade decorrente da saturação hídrica.

A mortalidade também foi semelhante para *Gymnanthes klotzschiana*, comunidade e o grupo das pioneiras e das preferenciais, diferentes de *Allophylus edulis*, as clímax tolerante a sombra e generalistas. A maioria das espécies pioneiras e clímax exigente de luz apresentam redução líquida da densidade, que significa uma mortalidade superior ao recrutamento (CHAGAS *et al.*, 1999). Foi superior na primeira classe de diâmetro, pois a dinâmica é mais intensa nas fases iniciais do ciclo de vida ou nas classes

inferiores de tamanho (HOWE; SMALLWOOD, 1982; PETERS, 2003) onde, os indivíduos são mais vulneráveis aos fatores endógenos e exógenos (AUGSPURGER, 1984; CONDIT *et al.*, 1995) e a saturação hídrica. Socher (2004), observou que a chance de um indivíduos morrer nas primeiras classes foi de 11%, reduzindo nas classes maiores.

As análises com menor frequência de diâmetro, apresentaram probabilidade 1, sendo o caso de *Allophylus edulis*, pioneiras, clímax exigente de luz, clímax tolerante à sombra e generalistas. Ao contrário da probabilidade 1, a presença de espaços “nulos” não seguiu um padrão.

CONCLUSÕES

Através das matrizes de transição obtidas para a prognose do remanescente de Floresta Ombrofila Mista Aluvial, é possível observar que a maioria dos indivíduos constitui e irá permanecer nas primeiras classes de diâmetro, sendo assim, a comunidade irá permanecer com composição florística e estrutura semelhantes por muito tempo e característica de um estágio inicial de sucessão, decorrente de uma subse.

Com precisão, é possível a estimativa através das matrizes em um período de dois anos. Desta forma, um aspecto questionável, da simulação com matrizes de transição é a suposição de que as probabilidades uma vez calculadas e inseridas na matriz de transição, permanecerão constantes ao longo de toda a vida da floresta, sendo, portanto, necessário, a continuação das medições para validar os resultados obtidos com as simulações apresentadas.

A mortalidade foi superior, também nas classes iniciais, característica comum nas comunidade aluviais constituídas por indivíduos de diâmetros pequenos, devido à longevidade mais curta das principais espécies.

A semelhança da dinâmica de *Gymnanthes klotzschiana* com a comunidade e o grupo das pioneiras e das preferenciais, comprova a sua dominância e a sua influência na estrutura desta floresta, caracterizando-a como monodominante.

Allophylus edulis foi semelhante às clímax tolerante à sombra, pois é a espécie mais densa do estrato superior e pertence a este grupo.

As análises com menor frequência de diâmetro, apresentaram probabilidade 1, sendo o caso de *Allophylus edulis*, pioneiras, clímax exigente de luz, clímax tolerante à sombra e generalistas e, a presença de espaços “nulos” não seguiu um padrão.

REFERÊNCIAS BIBLIOGRÁFICAS

- ARCE, J. E.; PIZATTO, W.; SANQUETTA, C. R.; WENDLING, J. L. G.; MAESTRI, R. Utilização das matrizes de transição na avaliação e simulação precoces do crescimento de povoamentos de *Pinus taeda* L. **Revista Floresta**, Curitiba, v. 27, n.1/2, p. 83 - 98, 1998a.
- ARCE, J. E.; GOMES, F. S.; SANQUETTA, C. R.; CRUZ, E. C. Utilização dos processos de difusão na avaliação e simulação precoces do crescimento de povoamentos de *Pinus taeda* L. *Cerne*. v. 4, n. 1, p. 154-170. 1998b.
- ANGIOSPERM PHYLOGENY GROUP III. An update of the Angiosperm phylogeny group classification for the orders and families of flowering plants: APG III. **Annals of the Botanical Journal of the Linnean Society**, v. 161, p. 105 - 121, 2009.
- CARVALHO, J; MARQUES, M. C. M.; RODERJAN, C. V., SOUSA, S. G. A; BARDDAL, M. Relações florísticas e estruturais entre os estratos de uma Floresta Ombrófila Mista Aluvial no Paraná. **Acta Botanica Brasilica**, v. 23, n. 1, p. 1 - 9, 2009.
- CHAGAS, R. K.; BOTELHO, S. A.; VOLPATO, M. M. L. Análise fitossociológica da regeneração em áreas de clareira e dossel em uma floresta estacional semidecídua Montana-MG. In: CONGRESSO E EXPOSIÇÃO INTERNACIONAL SOBRE FLORESTAS: FOREST 99, 5, 1999, Curitiba. **Anais...** Curitiba: BIOSFERA, 1999, CD-ROOM.
- CONNEL, J. H.; LOWMAN, M. D. Low-diversity tropical rain forests: some possible mechanisms for their existence. **American Naturalist**, vol. 134, p. 88 - 119, 1989.
- CRUZ, L. L. **Prognose da distribuição diamétrica de uma floresta tropical amazônica pós manejo florestal**. 75f. Dissertação (Mestre em Ciências Florestais) – Setor de Ciências Agrárias. Universidade Federal do Paraná, Curitiba, 2014.
- DURIGAN, M. E. **Florística, dinâmica e análise protéica de uma Floresta Ombrófila Mista em São João da Triunfo – PR**. 125 f. Dissertação (Mestrado em Engenharia Florestal) – Universidade Federal do Paraná. Curitiba. 1999.
- HORN, H. S. Some causes of variety in patterns of secondary succession. In: WEST, D. C.; SHUGART, H. H; BOTKIN, D. B (eds). **Forest succession: concepts and application**. Nova York: Springer-Verlag, p. 24 - 35, 1981.
- HOWE, C. D.; SMALLWOOD, J. 1982. Ecology o seed dispersal. **Annual Review of Ecology and systematics**, v. 13, p. 201 – 228, 1982.
- LANA, M. D.; NETTO, S. P.; CORTE, A. P. D.; SANQUETTA, C. R.; EBLING, A. A. Prognose da Estrutura Diametrica em Floresta Ombrofila Mista. **Floresta e Ambiente**, v. 22, n. 1, p. 71-78, 2015.
- LORENZI, H.; SOUZA, H. M.; TORRES, M. A. V.; BACHER, L. B. **Árvores Brasileiras: manual de identificação e cultivo de plantas arbóreas nativas do Brasil**.

3. ed., v. 1. Nova Odessa/SP: Instituto Plantarum, 2000.

MISSOURI BOTANICAL GARDEN. 1968. **Vascular Tropicos (VAST) nomenclatural database and associated authority files**. Disponível em: <http://www.mobot.org/w3t/search/vast.html>. Acesso em 20 de agosto de 2015.

PETERS, H. A. Neighbour-regulated mortality: the influence of positive and negative density dependence on tree populations in species-rich tropical forests. **Ecology Letters**, v. 6, p. 757 - 765, 2003.

PULZ, F. A.; SCOLFORO, J. R. S.; OLIVEIRA, A. D.; MELLO, J. M.; OLIVEIRA FILHO, A. T. Acuracidade da predição da distribuição diamétrica de uma floresta inequidiana com a matriz de transição. **Cerne, Lavras**, v. 5, n. 1 p. 1 - 14, 1999.

SCOLFORO, J.R.S. **Manejo florestal**. Lavras: FAEPE:UFLA. 1998.

STEPKA, T. F.; DIAS, N. A.; FIGUEIREDO FILHO, A.; MACHADO, A. S.; SAWCZUK, A. R. Prognose da estrutura diamétrica de uma Floresta Ombrófila Mista com os métodos razão de movimentos e matriz de transição. **Pesquisa Florestal Brasileira**, v. 30, n. 64, p. 327 - 335, 2010.

CONSIDERAÇÕES FINAIS

As árvores do estrato superior e as plântulas da regeneração da comunidade estudada estão adaptadas às condições atuais do ambiente e foram resilientes ao impacto do derramamento de óleo e à implantação do dique para sua contenção, na época do acidente, o que não significa que futuramente, algum problema poderá ser detectado.

Os valores relativos para a mortalidade nas classes de altura da regeneração por ano (constantes e em torno de 7%) e distribuídos, proporcionalmente, por grupos ecológicos. Outros estudos serão necessários, em comunidades distintas para averiguação desta tendência, podendo ser aplicada como ferramenta em planos de recuperação e manejo.

O estudo continuado para os dois estratos refletiu informações sobre a dinâmica da vegetação, como à alternância de representatividade para algumas espécies, não sendo possível em um período de tempo de um ou dois anos, dentro de um processo inicial de sucessão, decorrente de uma subseleção.

Através da Cadeia de Markov e Matrizes de Transição verificou-se que a maioria dos indivíduos constituem as menores classes de diâmetro e que a transição para classes superiores irá depender das características fisiológicas (diâmetro máximo), da longevidade e da restrição hídrica. Confirmou-se a monodominância e o estágio sucessional do remanescente.

A área deverá continuar sendo avaliada, pois 14 anos, ainda são pouco tempo para a análise da dinâmica e evolução do processo de sucessão vegetacional, porém, considerando a ausência de trabalhos de longo prazo, torna-se relevante e referência para outros estudos, principalmente, em áreas afetadas por algum impacto.

RECOMENDAÇÕES

Embora não tenha sido significativo os efeitos dos impactos na dinâmica da vegetação, através das metodologias utilizadas, a vegetação sofreu mais os efeitos da implantação do dique para a contenção do óleo, o que sugere uma necessidade de se reavaliar os métodos utilizados nas remediações de impacto ou aprimoramento dos mesmos.

Recomenda-se que em áreas de empresas ou indústrias potencialmente poluentes e / ou com risco eventual de impacto, a presença de parcelas permanentes em locais estratégicos, anteriores ao impacto, permitindo o estudo continuado e, diante de qualquer alteração, facilitaria o monitoramento e a avaliação do impacto.